

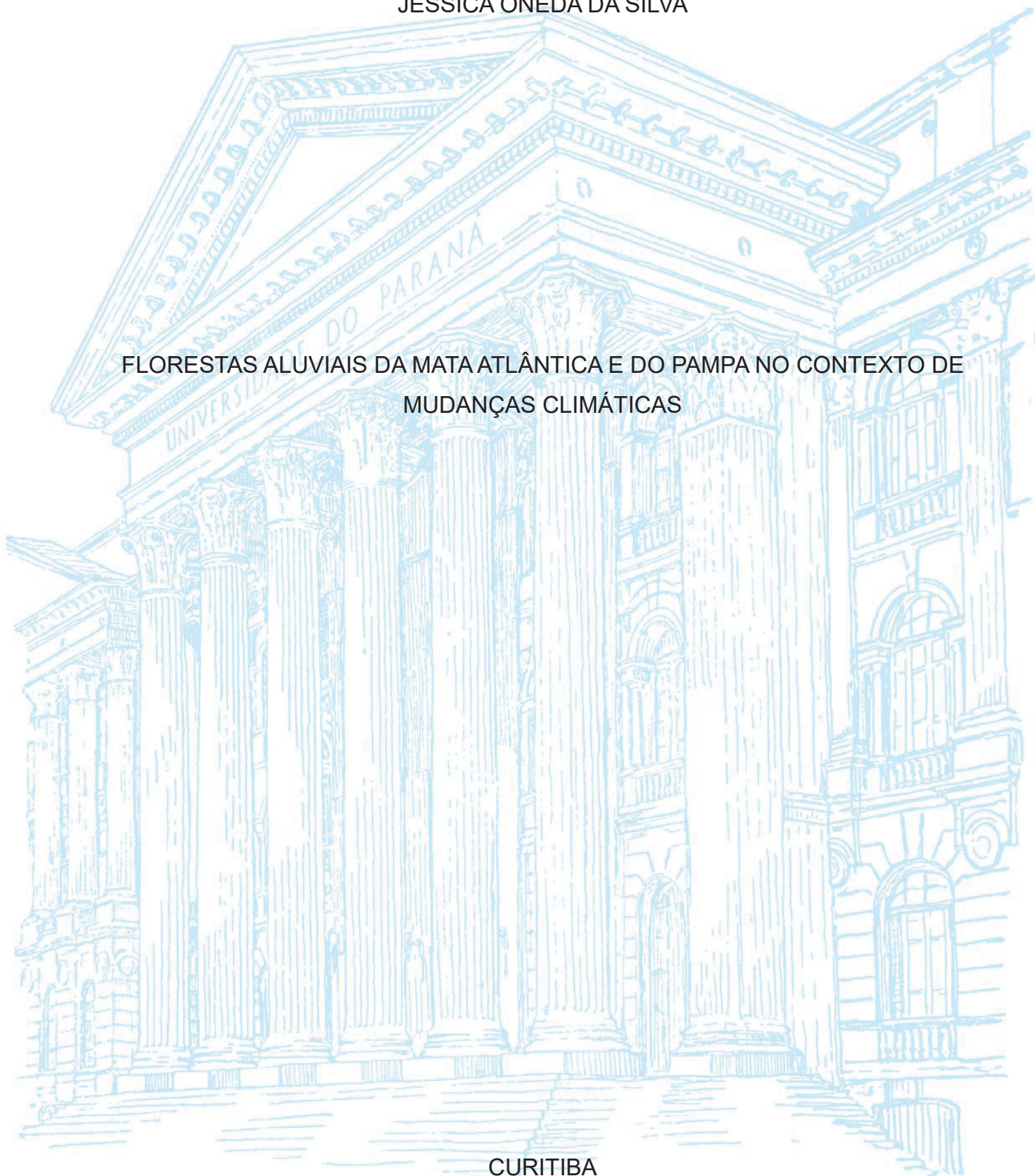
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

JÉSSICA ONEDA DA SILVA

FLORESTAS ALUVIAIS DA MATA ATLÂNTICA E DO PAMPA NO CONTEXTO DE
MUDANÇAS CLIMÁTICAS

CURITIBA

2020



JÉSSICA ONEDA DA SILVA

FLORESTAS ALUVIAIS DA MATA ATLÂNTICA E DO PAMPA NO CONTEXTO DE
MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Engenharia Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Franklin Galvão
Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Ana Carolina da Silva
Coorientador: Prof. Dr. Pedro Higuchi

CURITIBA

2020

Ficha catalográfica elaborada pela
Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR

Silva, Jéssica Oneda da

Florestas aluviais da Mata Atlântica e do Pampa no contexto de
mudanças climáticas / Jéssica Oneda da Silva. - Curitiba, 2020.
124 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Franklin Galvão

Coorientadores: Profa. Dra. Ana Carolina da Silva

Prof. Dr. Pedro Higuchi

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias,
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal.

Defesa: Curitiba, 28/08/2020.

Área de concentração: Conservação da Natureza.

1. Mata Atlântica. 2. Pampas (Rio Grande do Sul). 3. Mudanças
climáticas. 3. Vegetação e clima. 4. Ecologia florestal. 5. Bacias
hidrográficas. 6. Teses. I. Galvão, Franklin. II. Silva, Ana Carolina. III.
Higuchi, Pedro. IV. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências
Agrárias. V. Título.

CDD – 634.9

CDU – 634.0.111

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA FLORESTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **JÉSSICA ONEDA DA SILVA** intitulada: **FLORESTAS ALUVIAIS DA MATA ATLÂNTICA E DO PAMPA NO CONTEXTO DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS.**, sob orientação do Prof. Dr. FRANKLIN GALVÃO, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 28 de Agosto de 2020.

Assinatura Eletrônica

28/08/2020 18:30:16.0

FRANKLIN GALVÃO

Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

28/08/2020 18:58:12.0

TOMAZ LONGHI SANTOS

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

28/08/2020 22:49:46.0

ALEXANDRE BERNARDI KOEHLER

Avaliador Externo (PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

29/08/2020 10:15:33.0

MARINA CORRÊA SCALON

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

31/08/2020 17:04:08.0

RODRIGO DE ANDRADE KERSTEN

Avaliador Externo (PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO PARANÁ)

Aos meus pais João e Márcia, ao meu irmão Jonathan e ao meu companheiro Diego, pelo amor, carinho, apoio e aprendizado, e por sempre se fazerem presentes.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

O caminho percorrido foi longo e por vezes cansativo, com altos e baixos, erros e acertos, alegrias e tristezas, dúvidas (muitas) e certezas (nem tantas). A mudança, sob diferentes aspectos, foi constante ao longo dessa jornada. Vivenciei muitas experiências, tive oportunidades inesperadas, passei por diferentes lugares e nesse espaço de tempo, muitas pessoas contribuíram de alguma forma para que eu chegasse até aqui.

Agradeço primeiramente à Deus, por ter iluminado meu caminho desde o princípio, dando-me força e todo o necessário para sempre seguir em frente.

Aos meus pais, Márcia e João, por tudo que me proporcionaram, por tudo que fizeram por mim, por tudo que me ensinaram e por tudo o que são! Ao meu irmão Jonathan, por estar sempre comigo, mesmo nas maiores furadas (que foram muitas) e por me proporcionar a melhor, mais bonita e verdadeira amizade que eu poderia ter.

Ao meu companheiro Diego, por todo o apoio ao longo dos anos, pelo amor, por tudo o que construímos e por sempre acreditar em mim, mesmo quando eu mesma não acreditava.

Às amigas de vida Karol, Bruna, Karine, Thaís e Luciane pela amizade de sempre e por mesmo longe, se fazerem perto e presentes, deixando a vida mais leve.

Aos amigos mais que especiais Edilene, Priscila, Ana Cristina e Henrique pela amizade sincera e por terem tornado o meu dia a dia em Joinville muito mais colorido e feliz.

À querida amiga Marina, um anjo em minha vida, por ter me acolhido com carinho desde o primeiro dia e por ter me proporcionado um verdadeiro lar em Curitiba.

À toda minha família, por todos os momentos de convivência e por toda a base e carinho proporcionados, especialmente à minha avó Amélia e à minha madrinha Marivone.

Ao meu orientador professor Franklin Galvão, pelas melhores aulas teóricas de campo que já tive, pelas contribuições, amizade, paciência e por ter depositado sua confiança em mim.

Aos meus co-orientadores, professora Ana Carolina e professor Pedro Higuchi, por todo o auxílio, ensinamentos, dedicação, paciência e disponibilidade ao longo desse trabalho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal (PPGEF) da Universidade Federal do Paraná (UFPR) pela oportunidade de realização do doutorado.

A todos os excelentes professores do PPGEF pela oportunidade de aprendizado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos em parte do período destinado a realização deste trabalho.

A todos que não estão nominalmente aqui explícitos, mas que se fizeram presentes de forma especial em algum momento da minha caminhada e que estão sempre em meu coração, minha mais sincera gratidão.

“Quando acordei hoje de manhã, eu sabia quem eu era,
mas acho que já mudei muitas vezes desde então.”

Lewis Carroll

RESUMO

Esta tese buscou contribuir para o entendimento da complexidade ecológica do componente arbóreo de parte das florestas aluviais brasileiras, por meio de levantamentos realizados nos biomas Mata Atlântica e Pampa. Assim, a partir de dados provenientes de 56 estudos, investigou-se as variações florísticas destas tipologias, bem como os padrões de distribuição das espécies arbóreas em função de variáveis climáticas atuais e no contexto de mudanças do clima. No Capítulo 1 (Padrões florísticos de florestas aluviais atlânticas e pampeanas: clima e inserção geográfica como fatores determinantes), o principal objetivo foi identificar os grupos florísticos das florestas aluviais de ambos biomas. Foi determinada a similaridade florística entre as áreas consideradas no estudo, sendo identificados os gradientes ambientais associados, e detectadas as espécies indicadoras para os agrupamentos formados. Já no Capítulo 2 (Distribuição geográfica das espécies arbóreas de florestas aluviais da porção centro-sul da Mata Atlântica e Pampa brasileiro no contexto de mudanças climáticas) avaliou-se o nicho climático e o impacto das mudanças climáticas sobre as áreas de ocorrência potencial das espécies indicadoras dos agrupamentos. Os nichos climáticos das espécies indicadoras foram modelados por meio do algoritmo Maxent, sendo consideradas para tal 19 variáveis climáticas do banco de dados do WorldClim. Os resultados revelaram a formação de dois grupos florísticos relacionados às bacias hidrográficas (Bacia do Paraná-Uruguai e Bacia do Atlântico) e às rotas de migração de dispersão (litorânea e interiorana). Os grupos encontrados se mostraram relacionados, principalmente, a gradientes de temperatura, precipitação e altitude. A análise de espécies indicadoras reforçou a existência de diferenças florístico-estruturais entre os agrupamentos formados. O grupo Atlântico apresentou maior número de espécies indicadoras, tendo *Andira fraxinifolia* em posição de destaque. A adequabilidade climática do agrupamento foi influenciada por variáveis relacionadas, principalmente, a temperatura e a precipitação. Para o grupo Paraná-Uruguai, que apresentou *Gymnanthes klotzschiana* com maior valor indicador, a adequabilidade das espécies esteve relacionada a variáveis de temperatura. Estima-se que haverá redução das áreas de ocorrência potencial, sob o ponto de vista climático, para a maioria das espécies consideradas neste estudo, com comportamento semelhante para os dois agrupamentos identificados. De forma geral, as espécies tenderão a ocupar uma posição mais austral, utilizando maiores patamares altitudinais e latitudinais como refúgios climáticos. Considerando o potencial das áreas de refúgio de abrigarem espécies que não estarão mais aptas a ocorrerem nos menores patamares altitudinais em função das condições climáticas, o estabelecimento de unidades de conservação nestes locais se mostra como alternativa promissora para assegurar a manutenção da biodiversidade

Palavras-chave: Florestas aluviais. Bioma Mata Atlântica. Bioma Pampa. Mudanças climáticas. Bacia do Paraná-Uruguai. Bacia do Atlântico. Grupos florísticos. Modelagem. Adequabilidade climática. Refúgios climáticos.

ABSTRACT

The aim of this thesis was to contribute to the understanding of the ecological complexity of the tree component of Brazilian Alluvial Forests by conducting surveys in the Atlantic Forest and Pampa biomes. Data from 56 studies were used to investigate floristic variation and tree species distribution patterns in these forests relative to current climate variables in the context of climate change. In Chapter 1 (Floristic patterns of Alluvial Forests in Atlantic Forest and Pampa: climate and geographic insertion as determining factors), the main objective was to identify alluvial forest floristic groups common to both biomes. The floristic similarity between the areas considered in the study was calculated, the environmental gradients identified, and indicator species determined for the resulting groups. In Chapter 2 (Geographic distribution of alluvial forest tree species in the central-southern area of Atlantic Forest and Brazilian Pampa in the context of climate change), the climatic niche and the impact of climate change on areas of potential occurrence of the groups' indicator species were evaluated. The indicator species climatic niches were modeled by running the Maxent algorithm with 19 climate variables from the WorldClim database. The results revealed two floristic groups correlated with watersheds (Paraná-Uruguay and Atlantic basins) and with migration dispersal routes (coastal and interior). These floristic groups were mainly correlated with temperature, rainfall and elevation gradients. An analysis of the indicator species corroborated the existence of floristic-structural differences between groups. A higher number of indicator species was determined in the Atlantic basin, with *Andira fraxinifolia* more strongly associated with the group. The climatic adequacy of the Atlantic group was influenced by variables correlated mainly with temperature and rainfall. *Gymnanthes klotzschiana* was the species with the highest indicator value in the Paraná-Uruguay group, in which climatic adequacy was correlated with temperature variables. The results of our study indicate that a decrease in areas of potential occurrence is expected from a climate perspective for the majority of species evaluated, with similar behavior in the two floristic groups. The species tend to migrate to more southern areas, occupying higher elevations and latitudes that will function as climate refuges. Considering the potential of such areas to harbor species no longer adapted to lower altitudes due to changes in climate, the establishment of protected areas covering these refuges may be the best strategy at hand for the conservation of biodiversity in Brazilian Alluvial Forests.

Keywords: Alluvial forests. Atlantic Forest biome. Pampa biome. Climate change. Paraná-Uruguay basin. Atlantic basin. Floristic groups. Modeling. Climate adequacy. Climate refuges.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - DENDROGRAMA PRODUZIDO POR MEIO DA DISTÂNCIA DE SORENSEN E UPGMA, PARA AS FLORESTAS ALUVIAIS DOS BIOMAS MATA ATLÂNTICA E PAMPA. EM VERMELHO, ÁREAS SITUADAS NA BACIA DO PARANÁ-URUGUAI. EM AZUL, ÁREAS DA BACIA DO ATLÂNTICO.....	35
FIGURA 2 - DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA DAS FLORESTAS ALUVIAIS DOS BIOMAS MATA ATLÂNTICA E PAMPA. EM VERMELHO, ÁREAS SITUADAS NA BACIA DO PARANÁ-URUGUAI. EM AZUL, ÁREAS DA BACIA DO ATLÂNTICO.....	36
FIGURA 3 - ORDENAÇÃO POR MEIO DE ESCALONAMENTO MULTIDIMENSIONAL NÃO-MÉTRICO (NMDS, STRESS = 0,15), PARA AS FLORESTAS ALUVIAIS DOS BIOMAS MATA ATLÂNTICA E PAMPA. EM VERMELHO, ÁREAS SITUADAS NA BACIA DO PARANÁ-URUGUAI. EM AZUL, ÁREAS DA BACIA DO ATLÂNTICO.	39
FIGURA 4 - ORDENAÇÃO CLIMÁTICA POR MEIO DA ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (PCA), DAS FLORESTAS ALUVIAIS DOS BIOMAS MATA ATLÂNTICA E PAMPA..	42
FIGURA 5 - ÁREAS DE OCORRÊNCIA GEOGRÁFICAS DAS ESPÉCIES INDICADORAS DO GRUPO DE FLORESTAS ALUVIAIS DA BACIA PARANÁ-URUGUAI E INDICADORAS DO GRUPO DE FLORESTAS ALUVIAIS DA BACIA DO ATLÂNTICO, QUE FORAM UTILIZADAS PARA AS PROJEÇÕES DE ADEQUABILIDADE CLIMÁTICA CONTEMPORÂNEA E FUTURA (PERÍODO DE 2061-2080) CONSIDERANDO O CENÁRIO RCP 8.5.....	63
FIGURA 6 - ESTIMATIVA DE ADEQUABILIDADE CLIMÁTICA, DE ACORDO COM OS AJUSTES DO MAXENT COM TSS > 0,4, EM FUNÇÃO DAS VARIÁVEIS DE MAIOR PODER EXPLICATIVO, PARA AS ESPÉCIES INDICADORAS DO GRUPO DE FLORESTAS ALUVIAIS DA BACIA PARANÁ-URUGUAI E ESPÉCIES INDICADORAS DO GRUPO DE FLORESTAS ALUVIAIS DA BACIA DO ATLÂNTICO, QUE FORAM UTILIZADAS PARA AS PROJEÇÕES DE ADEQUABILIDADE	

CLIMÁTICA CONTEMPORÂNEA E FUTURA (PERÍODO DE 2061-2080) CONSIDERANDO O CENÁRIO RCP 8.5.....	65
FIGURA 7 - IMPACTO DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS (RCP 8.5), PARA O PERÍODO DE 2061-2080, SOBRE A ÁREA DE ADEQUABILIDADE CLIMÁTICA DAS ESPÉCIES ALUVIAIS INDICADORAS DA BACIA DO PARANÁ- URUGUAI E INDICADORAS DA BACIA DO ATLÂNTICO.	69
FIGURA 8 - ESTIMATIVA DO IMPACTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE A ÁREA DE ADEQUABILIDADE CLIMÁTICA DOS GRUPOS DE FLORESTAS ALUVIAIS DA BACIA PARANÁ-URUGUAI (PA) E DA BACIA DO ATLÂNTICO (A).	742

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - ANÁLISE DE ESPÉCIES INDICADORAS PARA AS FLORESTAS ALUVIAIS DOS BIOMAS MATA ATLÂNTICA E PAMPA.	44
--	----

LISTA DE SIGLAS

ANA - Agência Nacional de Águas
APG - Angiosperm Phylogeny Group
BIEN - Botanical Information and Ecology Network
bio 1 - Temperatura média anual
bio 2 - Média da amplitude térmica diária
bio 3 - Isotermalidade
bio 4 - Sazonalidade térmica
bio 5 - Temperatura máxima no mês mais quente
bio 6 - Temperatura mínima no mês mais frio
bio 7 - Amplitude térmica anual
bio 8 - Temperatura média no trimestre mais úmido
bio 9 - Temperatura média no trimestre mais seco
bio 10 - Temperatura média no trimestre mais quente
bio 11 - Temperatura média no trimestre mais frio
bio 12 - Precipitação anual
bio 13 - Precipitação no mês mais úmido
bio 14 - Precipitação no mês mais seco
bio 15 - Sazonalidade da precipitação
bio 16 - Precipitação no trimestre mais úmido
bio 17 - Precipitação no trimestre mais seco
bio 18 - Precipitação no trimestre mais quente
bio 19 - Precipitação no trimestre mais frio
CAP - Circunferência à altura do peito
CO₂ - Gás carbônico
DAP - Diâmetro à altura do peito
ES - Espírito Santo
FED - Floresta Estacional Decidual
FESD - Floresta Estacional Semidecidual
FOD - Floresta Ombrófila Densa
FOM - Floresta Ombrófila Mista
GBIF - Global Biodiversity Information Facility
HADGEM2-ES - Hadley Global Environment Model 2 - Earth System

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPCC - Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
km - quilômetros
Maxent - Máxima entropia
MG - Minas Gerais
mm - milímetros
MMA - Ministério do Meio Ambiente
MS - Mato Grosso do Sul
NMDS - Escalonamento Multidimensional Não-Métrico
 p - Significância
PAP - Perímetro à altura do peito
PCA - Análise de Componentes Principais
PR - Paraná
RCP - Representative Concentration Pathways
RJ - Rio de Janeiro
RS - Rio Grande do Sul
SC - Santa Catarina
SP - São Paulo
TSS - True Skills Statistics
UPGMA - Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean
VIF - Fator de Inflação da Variância
°C - grau Celsius

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	16
REFERÊNCIAS.....	22
CAPÍTULO 1 - PADRÕES FLORÍSTICOS DE FLORESTAS ALUVIAIS ATLÂNTICAS E PAMPEANAS: CLIMA E INSERÇÃO GEOGRÁFICA COMO FATORES DETERMINANTES.....	27
RESUMO.....	27
1.1 INTRODUÇÃO	28
1.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	30
1.2.1 COLETA DOS DADOS	30
1.2.2 ÁREAS DE ESTUDO	32
1.2.3 ANÁLISE DOS DADOS.....	33
1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	34
1.4 CONCLUSÃO	47
REFERÊNCIAS.....	48
CAPÍTULO 2 - DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA DAS ESPÉCIES ARBÓREAS DE FLORESTAS ALUVIAIS DA PORÇÃO CENTRO-SUL DA MATA ATLÂNTICA E PAMPA BRASILEIRO NO CONTEXTO DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS.....	55
RESUMO.....	55
2.1 INTRODUÇÃO	56
2.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	59
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	63
2.4 CONCLUSÃO	76
REFERÊNCIAS.....	77
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	84
REFERÊNCIAS GERAIS.....	86
APÊNDICE 1 - ÁREAS DE ESTUDO	106
APÊNDICE 2 - LISTA DE ESPÉCIES.....	110

INTRODUÇÃO GERAL

No Brasil, diversos estudos têm sido realizados em áreas aluviais sob os mais diversos enfoques (e.g SOCHER et al., 2008; SCHEER et al., 2009; SILVA-WEBER et al., 2012; NUNES et al., 2016; BOTOSSO et al., 2017; SILVA et al., 2017; LOEBENS et al., 2018; SOUZA et al., 2018; BASSACO; NOGUEIRA, 2019). Nestas áreas, o componente biótico responde à combinação de fatores abióticos como relevo, regime de cheias e flutuação do lençol freático (OLIVEIRA-FILHO et al., 1997). Além disso, podemos encontrar diversos tipos de solo, que variam, essencialmente, em função do maior ou menor grau de hidromorfismo (JACOMINE, 2009). Assim, a dinâmica própria que ocorre nesses ambientes reflete em aspectos da vegetação como porte, estrutura e composição florística (JACOMINE, 2009), criando uma infinidade de microhabitats (BROWN JR., 2009), sendo a diversidade florística do componente arbóreo inversamente proporcional à intensidade, à duração e à recorrência do estresse hídrico (LOBO; JOLY, 2009). Dessa forma, pode-se dizer que as formações aluviais consistem em manchas de vegetação com características próprias, associadas à presença recorrente da água, onde o estresse hídrico imposto pela saturação do solo teve, ao longo do processo evolutivo, um caráter fortemente seletivo, o que remete à necessidade de considerarmos os eventos de inundação ocorrentes como um instrumento natural de perturbação da vegetação (LOBO; JOLY, 2009).

A frequência e a duração dos eventos de alagamento, assim como o volume de água transportado, são fatores importantes que influenciam a seletividade de espécies, a germinação, a mortalidade e o estabelecimento de indivíduos de tal forma, que acabam definindo, em conjunto com outros fatores, a distribuição espacial das espécies e a composição e a estrutura da vegetação. Espécies iniciais de sucessão, por exemplo, que conseguem se estabelecer mais rapidamente, podem ser favorecidas frente a esses eventos, principalmente aquelas com dispersão pós-enchente (RODRIGUES; SHEPERD, 2009). Essa dinâmica hídrica possibilita que propágulos sejam trazidos de longas distâncias para as áreas aluviais, o que sugere que a colonização e a manutenção das áreas adjacentes aos cursos d'água dependem, também, da ocorrência de remanescentes naturais na bacia hidrográfica em questão, sobretudo a montante (LOBO; JOLY, 2009; RODRIGUES; SHEPHERD, 2009).

O encharcamento do solo que é observado nessas áreas ocorre tanto em função do extravasamento do leito do rio, como do afloramento temporário do lençol freático (RODRIGUES; SHEPHERD, 2009). Durante os períodos de alagamento, os espaços de ar do solo são eliminados, limitando as trocas gasosas com a atmosfera e criando um ambiente hipóxico ou anóxico. Além de afetar o processo respiratório de raízes e microorganismos, a redução do oxigênio disponível também afeta características físico-químicas do solo, podendo levar ao aumento da acidificação do solo, aumento das concentrações de íons solúveis, dentre outros (LOBO; JOLY, 2009). Dessa forma, a saturação hídrica do solo pode induzir as espécies a desenvolver adaptações que possibilitem o seu estabelecimento nesses ambientes, como modificações de cunho fisiológico ou morfo-anatômico, por exemplo a hipertrofia de lenticelas, o enraizamento adventício e/ou superficial, o desenvolvimento de aerênquima na base do caule e nos rizomas e as alterações das atividades estomáticas e da taxa fotossintética (KOZLOWSKI, 1997; LOBO; JOLY, 2009). Lou et al. (2018) comentam que a tolerância fisiológica das espécies provavelmente determina sua distribuição espacial, e que espécies que apresentam maior tolerância a situações de alagamento ou seca tendem a apresentar uma maior amplitude de nicho.

Apesar da importância ecológica das áreas aluviais por preservar espécies com características únicas, historicamente, as atividades antrópicas têm se desenvolvido, principalmente, ao longo de cursos de água (SOUZA et al., 2014), devido à dependência dessa para os mais variados tipos de atividades. De forma geral, a expansão da fronteira agropecuária, o uso excessivo dos recursos naturais, a exploração madeireira, a invasão biológica e a conversão do uso do solo são algumas das causas da fragmentação da paisagem e da perda de biodiversidade (RODRIGUES; GANDOLFI, 2009; ARRAES et al., 2012; BRODIE et al., 2012). A esse cenário soma-se a intensificação das mudanças do clima, com o aquecimento global no último século (DAWNSON et al., 2011; SUGDEN et al., 2015). O fato de as formações vegetais serem delimitadas por fatores geográficos e ambientais, especialmente macroclimáticos (DURIGAN et al., 2009), aliado à questão hídrica que envolve as florestas aluviais, confere uma grande sensibilidade a estas florestas em um cenário de mudanças climáticas.

Ao longo da história evolutiva, a alteração dos limites de ocorrência geográfica, com a tendência de ocupação de áreas climaticamente adequadas e a desocupação

de áreas que passam a ter condições climáticas desfavoráveis, tem sido uma das respostas das espécies vegetais aos eventos de mudanças do clima. O deslocamento dos limites de ocorrência geográfica ao longo de gradientes altitudinais e latitudinais em resposta ao aumento das temperaturas é um padrão que vem sendo amplamente observado (CHEN et al., 2011; MORITZ; AGUDO, 2013; WREGE et al., 2017). Por esse ângulo, é importante considerarmos que a relação entre as alterações climáticas e a distribuição de espécies é resultado de um arranjo complexo, com respostas a nível intraespecífico, populacional e ecossistêmico, em que fatores como a velocidade e a magnitude são incertos.

Os principais fatores de formação das diferentes tipologias vegetais são de origem edáfica e, sobretudo, climática (PEREIRA, 2004; BURIOL et al., 2007; BURIOL et al., 2019). A atuação desses fatores se dá de forma simultânea, de modo que o clima determina o tipo de formação vegetal e o solo as variações locais (BURIOL et al., 2019). Walter (1986) menciona a existência de zonas vegetacionais, que representam grandes unidades ecológicas e que refletem o macroclima. As tipologias vegetais vêm evoluindo desde o Terciário, período em que houve grandes glaciações, das quais resultaram paleoclimas contrastantes e alternados que influenciaram fortemente a dinâmica vegetacional. Assim, a vegetação atual é resultado do processo evolutivo, regido por flutuações paleoclimáticas do Quaternário (PEREIRA, 2004).

De forma simplificada, pode-se dizer que a vegetação é reflexo do clima, em que pluviosidade, temperatura e luminosidade são, em geral, os elementos climáticos que mais influenciam o desenvolvimento e a distribuição das espécies vegetais, seguidos pela umidade relativa do ar e pelos ventos (SGROTT, 2003). Dentre os recursos necessários ao desenvolvimento da vegetação, a água é, com frequência, o mais limitante. Logo, a distribuição vegetal na superfície terrestre é dependente da disponibilidade hídrica, que contribui com diferenças marcantes no tipo de vegetação que se desenvolve ao longo de gradientes de precipitação. Em geral, áreas com grande disponibilidade hídrica, a exemplo das florestas tropicais úmidas, apresentam maior diversidade biológica quando comparado a áreas com baixos índices pluviométricos (PIMENTEL, 2004; TAIZ; ZEIGER, 2009). Nesse contexto, estudos sobre a vulnerabilidade climática e a distribuição das espécies em um cenário de mudanças climáticas têm ganhado relevância na comunidade científica (SIQUEIRA; PETERSON, 2003; FEELEY et al., 2012; MEDEIROS et al., 2013; LÓPEZ-TIRADO; HIDALGO, 2016; WITTMANN et al., 2017; WREGE et al., 2017; SILVA et al., 2018;

CASTRO-FARIA et al., 2019). As projeções indicam que sem a mitigação das mudanças do clima, até o fim deste século, podem ser esperadas reduções globais substanciais da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (BRODIE et al., 2012; WARREN et al., 2013). Nobre et al. (2008) e Salazar et al. (2007) advertem que o aumento da temperatura pode desencadear a substituição dos biomas hoje existentes por outros mais adaptados aos climas com restrição hídrica. Nessa perspectiva, uma melhor compreensão de como as espécies respondem às mudanças climáticas é fundamental para avaliar sua vulnerabilidade, de modo a orientar esforços para evitar perdas significativas de biodiversidade (MORITZ; AGUDO, 2013) e identificar áreas prioritárias para conservação.

Apesar de sabermos que as mudanças climáticas podem causar alterações na distribuição da vegetação (ROOT et al., 2003), a elevada capacidade de transformação da paisagem por parte do homem, aliada às lacunas de conhecimento acerca da biodiversidade vegetal, dificultam predições quanto a ocorrência geográfica das espécies (TORRES; VERCILLO, 2012). Nesse viés, apesar de a complexidade dos sistemas naturais impor limites fundamentais no que se refere à precisão dos prognósticos, a modelagem de distribuição geográfica de espécies se apresenta como uma ferramenta útil para a investigação da relação entre as espécies e o clima e para o entendimento dos padrões de distribuição geográfica, fornecendo subsídios para a elaboração de políticas públicas conservacionistas (HANNAH et al., 2002; PEARSON; DAWSON, 2003; GIANNINI et al., 2012; TORRES; VERCILLO, 2012). Essa modelagem é basicamente uma técnica que gera modelos probabilísticos a partir de métodos ou algoritmos. Utilizando pontos de ocorrência, consegue, com diversas formas de intercruzamento com dados ambientais, prever a adequabilidade ambiental de áreas geográficas em relação a ocorrência de dada espécie. A proposição central dessa abordagem é que, o melhor indicador das exigências climáticas de uma espécie é sua atual área de distribuição (GUISAN; THUILLER, 2005) e essa espécie só terá capacidade de se estabelecer em áreas com as mesmas condições climáticas (SOBRINHO et al., 2019).

Ainda que a modelagem de distribuição geográfica de espécies venha sendo amplamente utilizada pela comunidade científica na abordagem dos mais diversos problemas ecológicos (LOPES et al., 2007), devemos ponderar suas limitações, como a incapacidade de modelar interações bióticas, padrões de dispersão e mudanças evolutivas (SOBERON; PETERSON, 2005; TORRES; VERCILLO, 2012), não

considerando, assim, a capacidade de adaptação das espécies, pois, além do nicho climático, fatores biológicos, fisiográficos e pedológicos podem tornar o ambiente mais seletivo, limitando a ocorrência de determinadas espécies (SGROTT, 2003). Há ainda o viés de amostragem dos dados de ocorrência em função da tendência de coletas próximas aos grandes centros (JÚNIOR; SIQUEIRA, 2009), problema que é minimizado no processo de filtragem espacial dos dados (VARELA et al., 2014).

Paralelamente, destaca-se a importância da realização de estudos que contemplem a abordagem de diversas variáveis, como a dispersão de sementes, a dinâmica populacional e a ecofisiologia, para aprimorarmos o conhecimento no que diz respeito a resposta das espécies às mudanças climáticas (GUITÉRREZ; TREJO, 2014). Assim, dentre os inúmeros desafios, destaca-se a redução de emissões dos gases causadores do efeito estufa, o aumento da resiliência dos sistemas naturais e a realização de pesquisas com enfoque na vulnerabilidade das espécies vegetais. Além disso, a lacuna de conhecimentos acerca das espécies nativas, principalmente em relação à preferência de habitat, alerta para a necessidade de aprofundamento dos conhecimentos tidos como básicos, os quais são fundamentais para subsidiar uma vasta gama de temáticas científicas.

Em que pese a contribuição dos estudos já realizados em áreas aluviais, há uma carência de avaliações em larga escala que contemplem a identificação de padrões em áreas periodicamente inundáveis, sobretudo considerando o contexto de mudanças climáticas. Assim, com este trabalho buscou-se contribuir para um maior aprofundamento do conhecimento dos padrões florísticos e fitogeográficos do componente arbóreo das florestas aluviais da porção centro-sul dos biomas Mata Atlântica e Pampa, considerando as possíveis mudanças climáticas futuras. As hipóteses do presente estudo são: i) há similaridade florística entre as florestas aluviais da Mata Atlântica e do Pampa, contudo, a divisão dos biomas não é determinante para a formação de grupos florísticos; ii) a distribuição atual das florestas aluviais está associada, principalmente, a gradientes climáticos; iii) os agrupamentos florísticos das florestas aluviais possuem espécies indicadoras que, por sua vez, podem ter suas distribuições geográficas alteradas em função das mudanças climáticas futuras; iv) as espécies associadas a uma maior tropicalidade serão menos impactadas no futuro e apresentarão menores reduções de ocorrência geográfica, quando comparado às espécies com caráter subtropical.

Considerando as hipóteses propostas, os principais objetivos foram: a) determinar a similaridade florística atual e identificar os grupos florísticos das florestas aluviais dos biomas Mata Atlântica e Pampa; b) identificar os gradientes ambientais associados aos agrupamentos florísticos formados e as espécies arbóreas indicadoras destes grupos; c) determinar se as mudanças climáticas futuras provocarão alterações sobre a área de distribuição geográfica potencial das espécies arbóreas indicadoras e qual grupo florístico será potencialmente mais impactado; d) identificar as espécies arbóreas indicadoras que terão mais alterações em sua área de ocorrência potencial frente às mudanças climáticas futuras; e e) identificar as variáveis climáticas relacionadas a adequabilidades climática das espécies arbóreas indicadoras dos grupos florísticos identificados. Para cumprir estes objetivos, a tese foi estruturada na forma de artigos, apresentados em dois capítulos, sendo o Capítulo 1 intitulado “Padrões florísticos de florestas aluviais atlânticas e pampeanas: clima e inserção geográfica como fatores determinantes” e o Capítulo 2 “Distribuição geográfica das espécies arbóreas de florestas aluviais da porção centro-sul da Mata Atlântica e Pampa brasileiro no contexto de mudanças climáticas”.

REFERÊNCIAS

- ARRAES, R. A.; MARIANO, F. Z.; SIMONASSI, A. G. Causas do desmatamento no Brasil e seu ordenamento no contexto mundial. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 50, n. 1, p. 119-140, 2012.
- BASSACO, M. V. M.; NOGUEIRA, A. C. Comportamento fenológico de *Sebastiania brasiliensis* em Floresta Ombrófila Mista Aluvial. **Biotemas**, v. 32, n. 2, p. 45-53, 2019.
- BOTOSSO, C. et al. Dendroecologia de *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B.Sm. & Downs e *Hovenia dulcis* Thunb. em uma área degradada na floresta ombrófila mista aluvial, Sul do Brasil. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 4, p. 1201-1215, 2017.
- BRODIE, J. F.; POST, E. S.; DOAK, D. F. **Wildlife Conservation in a Changing Climate**. University of Chicago Press: Chicago, 2012.
- BROWN JR., K. S. Insetos indicadores da história, composição, diversidade e integridade de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, São Paulo, 2009. p. 223-232.
- BURIOL, G. A. et al. Climate and natural vegetation in the state of Rio Grande do Sul according to the Walter and Lieth climatic diagram. **Ciência Florestal**, v. 17, n. 2, p. 91-100, 2007.
- BURIOL, G. A. et al. Relação da vegetação natural do Estado do Rio Grande do Sul com as disponibilidades hídricas. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 1, p. 233-242, 2019.
- CASTRO-FARIA, A. B. et al. Pinheiros antigos podem entrar em declínio devido ao efeito de mudanças climáticas. **Biofix Scientific Journal**, v. 4, n. 1, p. 16-25, 2019.
- CHEN, I. C. et al. Rapid Range Shifts of Species Associated with High Levels of Climate Warming. **Science**, v. 333, n. 6045, p. 1024-1026, 2011.
- DAWNSON, T. et al. Beyond predictions: Biodiversity conservation in a changing climate. **Science**, v. 332, n. 6025, p. 53-58, 2011.
- DURIGAN, G.; RODRIGUES, R. R.; SCHIAVINI, I. A heterogeneidade ambiental definindo a metodologia de amostragem da floresta ciliar. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, São Paulo, 2009. p. 159-167.
- FEELEY, K. J. et al. The relative importance of deforestation, precipitation change, and temperature sensitivity in determining the future distributions and diversity of Amazonian plant species. **Global Change Biology**, v. 18, n. 8, p. 2636-2647, 2012.
- GIANNINI, T. C. et al. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia**, v. 63, n. 3, p. 733-749, 2012.

GUISAN, A.; THUILLER, W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecology Letters**, v. 8, n. 9, p. 993-1009, 2005.

GUITÉRREZ, E.; TREJO, I. Efecto del cambio climático en la distribución potencial de cinco especies arbóreas de bosque templado en México. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 85, n. 1, p. 179-188, 2014.

HANNAH, L.; MIDGLEY, G. F.; MILLAR, D. Climate change-integrated conservation strategies. **Global Ecology e Biogeography**, v. 11, n. 6, p. 485-495, 2002.

JACOMINE, P. K. T. Solos sob matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares**: conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP/FAPESP, São Paulo, 2009. p. 27-31.

JÚNIOR, P. M.; SIQUEIRA, M. F. Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista? **Megadiversidade**, v. 5, n. 1-2, p. 65-76, 2009.

KOZLOWSKI, T. T. Responses of wood plants of flooding and salinity. **Tree Physiology Monograph**, n. 1, p. 1-29, 1997.

LOBO, P. C.; JOLY, C. A. Aspectos ecofisiológicos da vegetação de mata ciliar do Sudeste do Brasil. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares**: conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2009. p. 143-157.

LOEBENS, R. et al. Partição da variação florístico-estrutural do componente arbóreo em uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial no Sul do Brasil. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 2, p. 554-566, 2018.

LOPES, T. S.; LEITE, V. R.; LEITE, G. R. Modelagem de nicho ecológico e conservação de *Dalbergia nigra*, espécie ameaçada de extinção. **Revista brasileira de biociências**, v. 5, n. 1, p. 438-440, 2007.

LÓPEZ-TIRADO, J.; HIDALGO, P. J. Ecological niche modelling of three Mediterranean pine species in the south of Spain: a tool for afforestation/reforestation programs in the twenty-first century. **New forests**, v. 47, n. 3, p. 411-429, 2016.

LOU, Y. et al. Niche modelling of marsh plants based on occurrence and abundance data. **Science of the total environment**, v. 616, p. 198-207, 2018.

MEDEIROS, M. B. et al. Redução de incertezas em análise de vulnerabilidade às mudanças climáticas para *Dicksonia sellowiana*. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 33, n. 75, p. 299-308, 2013.

MORITZ, C.; AGUDO, R. The future of species under climate change: Resilience or decline? **Science**, v. 341, n. 6145, p. 504-508, 2013.

NOBRE, C. A.; SAMPAIO, G.; SALAZAR, S. Cenários de mudanças climáticas para a América do Sul para o final do século 21. **Parcerias Estratégicas**, n. 27, p. 19-41, 2008.

NUNES, M. H. et al. Dinâmica de populações de espécies arbóreas em fragmentos de floresta aluvial no Sul de Minas Gerais, Brasil. **Floresta**, v. 46, n. 1, p. 57-66, 2016.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Tree species distribution along soil catenas in a Riverside semideciduous forest in southeastern Brazil. **Flora**, v. 192, n. 1, p. 47-64, 1997.

PEARSON, R. G.; DAWSON, T. P. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? **Global Ecology e Biogeography**, v. 12, n. 5, p. 361-371, 2003.

PEREIRA, A. B. A vegetação como elemento do meio físico. **Revista Nucleus**, v. 3, n. 1, p. 107-127, 2004.

PIMENTEL, C. **A relação da planta com a água**. Seropédica: Editora Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2004.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, São Paulo, 2009. p. 235-247.

RODRIGUES, R. R.; SHEPHERD, G. J. Fatores condicionantes da vegetação ciliar. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, São Paulo, 2009. p. 101-107.

ROOT, T. L. et al. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. **Nature**, v. 421, n. 6918, p. 57-60, 2003.

SALAZAR, L. F.; NOBRE, C. A.; OYAMA, M. D. Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America. **Geophysical Research Letters**, v. 34, n. 9, p. 1-6, 2007.

SCHEER, M. B. et al. Patterns of litter production in a secondary alluvial Atlantic Rain Forest in southern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, n. 4, p. 805-817, 2009.

SGROTT, E. Fitossociologia da zona ripária no estado de Santa Catarina. In: Seminário de Hidrologia Florestal: Zonas Ripárias, 1., 2003, Alfredo Wagner. **Anais...** Alfredo Wagner: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, 2003. p. 14-39.

SILVA, J. O. et al. Floristic composition and phytogeography contextualization of the natural regeneration of an alluvial forest located in the "Planalto Sul Catarinense" region, SC, Brazil. **Revista Árvore**, v. 41, n. 2, p. 1-9, 2017.

SILVA, M. A. F.; HIGUCHI, P.; SILVA, A. C. Impacto de mudanças climáticas sobre a distribuição geográfica potencial de *Ilex paraguariensis*. **Rodriguésia**, v. 69, n. 4, p. 2069-2079, 2018.

SILVA-WEBER, A. J. C. et al. Composição florística e distribuição sazonal do banco de sementes em Floresta Ombrófila Mista Aluvial, Araucária, PR. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 32, n. 70, p. 193-207, 2012.

SIQUEIRA, M. F.; PETERSON, A. T. Consequences of global climate change for geographic distributions of cerrado tree species. **Biota Neotropica**, v. 3, n. 2, p. 1-14, 2003.

SOBERON, J.; PETERSON, A. T. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. **Biodiversity Informatics**, v. 2, p. 1-10, 2005.

SOBRINHO, M. S. et al. Modelagem da distribuição potencial de *Mangifera indica* L. sob cenários climáticos futuros no Bioma Caatinga. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 34, n. 3, p. 351-358, 2019.

SOCHER, L. G.; RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F. Biomassa aérea de uma floresta ombrófila mista aluvial no município de Araucária (PR). **Floresta**, v. 38, n. 2, p. 245-252, 2008.

SOUZA, J. R. et al. A importância da qualidade da água e os seus múltiplos usos: Caso Rio Almada, Sul da Bahia, Brasil. **Revista Eletrônica do Prodepa**, v. 8, n. 1, p. 26-45, 2014.

SOUZA, A. P. S.; et al. Visitantes florais de palmeiras em Floresta Ombrófila Densa Aluvial na Amazônia Oriental. **Biota Amazônica**, v. 8, n. 3, p. 1-4, 2018.

SUGDEN, A. et al. Forest health in a changing world. **Science**, V. 349, N. 6250, p. 800-801, 2015.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. Porto Alegre: Artmed, 2009.

TORRES, N. M.; VERCILLO, U. E. Como ferramentas de modelagem de distribuição de espécies podem subsidiar ações do governo? **Natureza & Conservação**, n. 10, v. 2, p. 228-230, 2012.

VARELA, S. et al. Environmental filters reduce the effects of sampling bias and improve predictions of ecological niche models. **Ecography**, v. 37, n. 11, p. 1084-1091, 2014.

WALTER, H. **Vegetação e Zonas Climáticas**. São Paulo: E.P.U. Ltda., 1986.

WARREN, R. et al. Quantifying the benefit of early climate change mitigation in avoiding biodiversity loss. **Nature Climate Change**, v. 3, n. 7, p. 678-682, 2013.

WITTMANN, F. et al. The Brazilian freshwater wetscape: Changes in tree community diversity and composition on climatic and geographic gradients. **PLoS ONE**, v. 12, n. 4, p. 1-18, 2017.

WREGE, M. S. et al. Principais fitofisionomias existentes do estado do Paraná e os novos cenários definidos pelas mudanças climáticas globais. **Ambiência**, v. 13, n. 3, p. 600-615, 2017.

CAPÍTULO 1

PADRÕES FLORÍSTICOS DE FLORESTAS ALUVIAIS ATLÂNTICAS E PAMPEANAS: CLIMA E INSERÇÃO GEOGRÁFICA COMO FATORES DETERMINANTES¹

RESUMO

Os objetivos desse trabalho foram identificar os grupos florísticos das florestas aluviais dos biomas Mata Atlântica e Pampa, verificar a similaridade florística entre essas áreas e determinar os gradientes ambientais e as espécies indicadoras dos grupos identificados. Foram selecionados levantamentos realizados em florestas aluviais nos referidos biomas, sendo construída uma matriz de presença e ausência das espécies arbóreas. Para verificar a formação de agrupamentos, foi realizada uma análise de Cluster. A similaridade florística foi determinada por meio da distância de Sorensen, sendo construído um dendrograma. A matriz florística foi ordenada por meio de uma NMDS. Com os dados climáticos das áreas, foi realizada uma PCA para identificar os gradientes ambientais. Posteriormente, realizou-se a análise de espécies indicadoras. O dendrograma evidenciou a formação de dois grupos, não relacionados à separação dos biomas, o que foi corroborado pela NMDS. A PCA sintetizou gradientes de temperatura, pluviosidade e altitude. *Gymnanthes klotzschiana* e *Andira fraxinifolia* tiveram, respectivamente, o maior destaque nos grupos Paraná-Uruguai e Atlântico. Conclui-se que as florestas aluviais da Mata Atlântica e Pampa dividiram-se em dois grupos florísticos relacionados às bacias hidrográficas e às rotas de migração, influenciados, especialmente, por gradientes de tropicalidade e altitude.

Palavras-chave: Bacia do Atlântico. Bacia do Paraná-Uruguai. Espécies indicadoras. Rotas migratórias.

¹ Artigo submetido e aceito nos Anais da Academia Brasileira de Ciências

1.1 INTRODUÇÃO

Em um cenário atual em que atividades antrópicas resultam em uma rápida transformação em todos os ecossistemas do planeta (STEFFEN et al., 2007), uma melhor compreensão sobre os fatores determinantes de padrões florísticos de florestas em escala regional é fundamental para a definição de estratégias de conservação e restauração ecológica das áreas remanescentes. Apesar de um esforço crescente de abordagens desta natureza nos neotrópicos, ainda pouco se conhece sobre as áreas sujeitas a alagamentos periódicos (e.g., SILVA et al., 2007; WITTMANN et al., 2017), como as florestas aluviais, que representam áreas contíguas aos rios, nas planícies e terraços sujeitos a pulsos de inundação e a períodos de saturação hídrica (IBGE, 2012).

Conforme Melo et al. (2011), as florestas aluviais atuam como um manto protetor dos recursos naturais, definindo o estado de conservação do ambiente em função de sua distribuição e densidade. Em um contexto de mudanças climáticas, estas áreas assumem grande importância, principalmente nas regiões com tendência à savanização (i.e., Amazônia e partes setentrionais da Floresta Atlântica), considerando que poderão funcionar como refúgios úmidos em um macroclima futuro de maior estacionalidade pluviométrica (WITTMANN et al., 2017). Mesmo assim, as áreas aluviais têm sido intensamente impactadas por diversas atividades antrópicas (VAN DEN BERG; OLIVEIRA-FILHO, 2000).

A seletividade ambiental ocasionada pelo estresse hídrico em áreas inundáveis requer das plantas adaptações de cunho morfológico, anatômico e fisiológico (KOSLOWSKI, 2002). A capacidade de adaptação ao estresse hídrico, junto com as interações bióticas existentes (KRAFT et al., 2015), irá definir a florística e a estrutura das comunidades (SILVA et al., 2012; CRUZ; CAMPOS, 2013; CARVALHO et al., 2016), e as diferenças quanto aos pulsos de inundação, dado à sua imprevisibilidade e duração, irão influenciar o estabelecimento e a diversidade de espécies (LOBO; JOLY, 2009). Dessa forma, tem-se, como resultado, um menor número de espécies funcionalmente aptas a ocorrerem nas planícies de inundações dos rios, quando comparado a áreas não sujeitas a eventos de inundação, sendo estas adaptadas e dependentes da dinâmica das inundações. Nessa perspectiva, frente aos serviços ambientais que desempenham, a exemplo da proteção dos recursos hídricos e da manutenção da biodiversidade e do fluxo gênico, uma vez que

funcionam como corredores ecológicos para a fauna e para a dispersão vegetal (VAN DEN BERG et al., 2007; LIMA; ZAKIA, 2009), torna-se evidente a importância das formações aluviais.

Não obstante a grande contribuição dos estudos já realizados em áreas aluviais (OLIVEIRA-FILHO et al., 1997; SILVA et al., 2007; CARVALHO et al., 2016; RODRIGUES et al., 2016; SILVA et al., 2016; KANIESKI et al., 2017; CRUZ et al., 2018; GONÇALVES et al., 2018), há uma carência de avaliações em larga escala que contemplem a identificação de padrões em áreas periodicamente inundáveis, considerando a classificação dos biomas. Apenas mais recentemente, Wittmann et al. (2017) conduziram um estudo com esta abordagem, demonstrando que as florestas aluviais brasileiras apresentam um padrão fitogeográfico semelhante às suas contrapartes não aluviais, com agrupamentos florísticos determinados por fatores macroecológicos, associados ao clima, e evolutivos, relacionados à dispersão a longa distância. Considerando que parte dos fatores ecológicos ocorrem de forma espacialmente estruturada, estudos complementares em diferentes escalas espaciais são relevantes para uma melhor compreensão sobre o tema.

Nesse sentido, o presente estudo visa contribuir para um maior aprofundamento dos padrões florísticos e fitogeográficos das áreas aluviais dos biomas Mata Atlântica e do Pampa, ambos alvos da fragmentação florestal. A seleção dos biomas deveu-se, entre outros fatores, ao fato de caracterizarem contingentes climáticos distintos, possibilitando uma abordagem conjunta e complementar dos domínios tropical e subtropical. Por serem geograficamente próximos, os biomas Mata Atlântica e Pampa, em determinadas regiões, apresentam condições climáticas similares, o que favorece o compartilhamento florístico, considerando que o clima é um dos fatores mais importantes na distribuição de espécies (BURIOL et al., 2007). Esperamos que apesar de haver similaridade florística entre a Mata Atlântica e o Pampa, a divisão dos biomas não seja determinante para a formação de grupos florísticos devido, principalmente, a grande diversidade de fitotipias existentes no domínio da Mata Atlântica. Esperamos também que os ambientes aluviais estejam associados a gradientes de temperatura e de precipitação.

Marcada pelo elevado grau de endemismo e considerado um dos maiores repositórios de biodiversidade do planeta, sendo prioritário para a conservação (*hotspot*), o bioma Mata Atlântica abrange uma grande diversidade de formações vegetais (MYERS et al., 2000; MANTOVANI, 2003; VARJABEDIAN, 2010), dada a sua

ampla extensão territorial. Apesar dos esforços conservacionistas, este bioma encontra-se cada vez mais restrito e fragmentado, reduzido a apenas 12,5% de sua área original (SOS MATA ATLÂNTICA, INPE 2018), liderando o número de espécies oficialmente ameaçadas de extinção no Brasil (TABARELLI et al., 2003). Por sua vez, o Pampa, limitado a uma única unidade da federação, tem sofrido grande descaracterização pela expansão das monoculturas agrícolas e das pastagens e pela introdução de espécies exóticas (COLLARES, 2006). Formado por ecossistemas com alta diversidade de espécies animais e vegetais, o Pampa abriga uma florística própria e peculiar (ARAUJO et al., 2018; MARCHI et al., 2018). Entretanto, sua diversidade encontra-se ameaçada e seu patrimônio genético e estado de conservação são pouco conhecidos (SANTOS; SILVA, 2011; ECHER et al., 2015).

Dessa forma, pretende-se, com este trabalho, responder as seguintes perguntas: i) Quais são os principais grupos florísticos das florestas aluviais da porção centro-sul dos biomas Mata Atlântica e Pampa brasileiro e o que determina a formação desses grupos? ii) Há similaridade florística entre as florestas aluviais dos biomas Mata Atlântica e Pampa? iii) Quais são as espécies indicadoras dos principais grupos de florestas aluviais da porção centro-sul dos biomas Mata Atlântica e Pampa brasileiro? iv) Quais os gradientes ambientais associados aos principais grupos florísticos das florestas aluviais dos biomas Mata Atlântica e Pampa?

1.2 MATERIAL E MÉTODOS

1.2.1 COLETA DOS DADOS

Foram selecionados, através de pesquisas ao Google Acadêmico, estudos de levantamentos florísticos ou fitossociológicos realizados em florestas aluviais nos biomas Mata Atlântica e Pampa, e em áreas de transição que incluíam esses biomas. A Mata Atlântica possui composição fisiográfica diversa, com formações pioneiras e formações florestais: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista, Florestas Estacionais Decidual e Semidecidual. O Pampa, por sua vez, caracteriza-se pelo aspecto campestre, com estepes e savanas, além da ocorrência de formações pioneiras e formações florestais - Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Decidual e Semidecidual (IBGE, 2012). A Floresta Ombrófila Densa (FOD), também chamada de Floresta Tropical Pluvial, encontra-se associada a áreas com elevadas

temperaturas e altos índices pluviométricos. Apresenta-se como uma vegetação exuberante, sempre-verde, com árvores de grande porte, expressivo número de espécies exclusivas e formas de vida diversas. Quanto às formações, pode ser classificada em aluvial, terras baixas, submontana, montana e alto-montana em função da variação altitudinal, havendo notadamente, redução significativa na riqueza à medida que avançamos para patamares altitudinais maiores (IBGE, 2012). Popularmente conhecida como Floresta com Araucária ou de Pinhais, a Floresta Ombrófila Mista (FOM) é marcada pela presença de *Araucaria angustifolia* como espécie típica desta fitofisionomia, ocorrendo no sub-bosque intensa substituição florística de angiospermas. A denominação “mista” refere-se à coexistência das floras tropical (afro-brasileira) e temperada (austro-brasileira), em marcada relevância fisionômica de elementos Pinales e Laurales, duas floras antigas (RODERJAN et al., 2002). Por ser ombrófila, está associada a áreas com elevada precipitação, porém, com temperaturas mais baixas em função da posição altitudinal que ocupam (IBGE, 2012). Por sua vez, as Florestas Estacionais Deciduais (FED) e Semideciduais (FESD) se referem à vegetação florestal condicionada a um período de estacionalidade climática, em que parte dos indivíduos arbóreos perdem as folhas na época desfavorável do ano. É classificada em semidecidual quando 20 a 50% dos indivíduos do dossel perdem as folhas, e em decidual quando esse índice é maior do que 50%. Na porção tropical do Brasil, a estacionalidade está relacionada ao período seco, ao passo que na porção subtropical, está relacionada ao período frio (IBGE, 2012). Sua ocorrência, mesmo associada a solos de alta fertilidade, de acordo com Roderjan et al. (2002), apresenta florística menos diversa em relação às florestas ombrófilas.

Em razão da diversidade de nomenclaturas para as áreas associadas a cursos d'água, já elucidada por Rodrigues (2009), foram selecionados apenas estudos que especificaram o caráter de inundação temporária, ou que a análise de solo remetesse à condição aluvial. Levantamentos de vegetação arbórea em margens de rios estruturalmente controlados, encaixados em falhas geológicas, foram desconsiderados. O enquadramento quanto ao bioma foi realizado de acordo com o mapa de classificação do IBGE (2017).

A partir disso, foi construída uma matriz de presença e ausência das espécies arbóreas que ocorreram nas áreas levantadas. Ao todo, foram consideradas 56 áreas (APÊNDICE 1), localizadas nos estados de Santa Catarina (01), Paraná (20), Rio Grande do Sul (16), São Paulo (05), Rio de Janeiro (02), Minas Gerais (08), Mato

Grosso do Sul (03) e Espírito Santo (01). As espécies foram agrupadas em famílias de acordo com o sistema APG IV (2016), sendo realizado um refinamento das sinonímias com base na Flora do Brasil 2020 (2017) e excluídos os táxons não identificados. Nos estudos em que houve compartimentação, utilizou-se apenas as espécies que ocorreram no compartimento aluvial.

1.2.2 ÁREAS DE ESTUDO

As áreas consideradas no presente estudo abrangem oito Estados, cobrindo três das cinco regiões geográficas brasileiras. São áreas, em geral, em bom estado de conservação, que possivelmente já passaram por distúrbios no passado, em função dos biomas em que estão inseridas. Apresentam topografia predominantemente plana e inundações periódicas de frequência e duração variáveis. Em geral, os solos apresentam diferentes graus de hidromorfia e variam, na planície de inundação, de Gleissolo a Neossolo Flúvico. Em termos de bacia hidrográfica, todas estão inseridas nas bacias Atlântica e do Paraná-Uruguai.

A bacia do Prata é a segunda maior bacia hidrográfica do Brasil, formada pelas bacias dos rios Paraná, Paraguai e Uruguai (TUCCI, 2006). A região hidrográfica da bacia do Paraná, corresponde à área de drenagem da bacia do rio Paraná até a foz do rio Iguaçu. Na maior parte da bacia predomina o clima tropical, com ocorrência subtropical principalmente nos estados do Paraná e Santa Catarina. A bacia hidrográfica do rio Uruguai compreende a área total drenada pelo rio de mesmo nome, formado pela confluência dos rios Pelotas e Canoas, com foz no estuário do rio da Prata. O rio Uruguai marca a divisa entre Brasil e Argentina, e entre Rio Grande do Sul e Santa Catarina, em seu trecho nacional. O clima da região é subtropical e as chuvas são distribuídas ao longo de todo o ano, com maior expressão no verão (KETTELHUT; PEREIRA, 2006). Já a bacia do Atlântico é formada por um conjunto de bacias hidrográficas costeiras, que vertem para o litoral. Constitui-se em cinco regiões hidrográficas: Atlântico Nordeste Ocidental, Atlântico Nordeste Oriental, Atlântico Leste, Atlântico Sudeste e Atlântico Sul. A região hidrográfica Atlântico Sudeste é formada pelas bacias hidrográficas dos rios que deságuam no litoral sudeste brasileiro, abrangendo parte da região leste e da Zona da Mata mineira. A topografia acidentada favorece a ocorrência de chuvas orográficas e proporciona uma notável diversidade climática, sempre associada a altas temperaturas (MMA, 2006a;

ANA, 2015). A região hidrográfica Atlântico Sul engloba a porção mais meridional da vertente litorânea. O clima predominante é o subtropical chuvoso, sem estação seca, com verões variando de quentes a amenos, conforme a altitude local (MMA, 2006b).

1.2.3 ANÁLISE DOS DADOS

A partir da matriz de presença e ausência das espécies arbóreas, foi realizada uma análise de *Cluster* com o objetivo de verificar a formação de agrupamentos (VALLI, 2002) entre as comunidades consideradas. Para isso, a similaridade florística entre as áreas foi determinada por meio da distância de Sorensen. Em seguida, foi construído um dendrograma utilizando-se como método de ligação o algoritmo UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean).

De forma complementar, a matriz com dados florísticos foi ordenada por meio da análise multivariada do tipo escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), utilizando-se a distância de Sorensen como medida de dissimilaridade florística (MINCHIN, 1987). Nesse método de ordenação, as áreas são plotadas em um gráfico de dispersão, de modo que as distâncias entre elas são proporcionais às suas respectivas dissimilaridades (CLARKE; WARMICK, 1994; BABWETEERA; BROWN, 2009). Sua utilização no estudo de comunidades apresenta vantagens, como o fato de não pressupor relações lineares entre as variáveis, ser menos sensível a distorções e menos influenciada por *outliers*, além de poder ser aplicado a diversas situações ecológicas (CLARKE; WARMICK, 1994; MCGARIGAL et al., 2000). A adequabilidade da ordenação NMDS para a interpretação foi avaliada por meio do valor de “stress” (Standardized residual sum of squares), considerando valores inferiores a 0,2 como apropriados, conforme estabelecido por Kruskal (1964). O “stress” se refere a distorção entre a matriz de similaridade ou dissimilaridade e a ordenação produzida na representação gráfica dos eixos (FERREIRA; CASATTI, 2006). Com o propósito de espacializar os resultados, as diferentes áreas foram plotadas em um mapa, a partir de suas respectivas coordenadas geográficas, com a indicação dos grupos florísticos aos quais pertenciam.

A partir dos dados climáticos de cada área, obtidos do WorldClim (HIJMANS et al., 2005), foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA), para identificar os gradientes ambientais existentes. Para remover as variáveis redundantes, foi realizada uma análise de multicolinearidade, por meio do VIF (Fator

de Inflação de Variância). As variáveis com elevada multicolinearidade ($VIF > 10$) foram removidas.

Posteriormente, por meio da análise de espécies indicadoras, foram determinadas as espécies mais representativas de cada agrupamento, sendo adotado como referência o valor de significância de $p \leq 0,05$. Esse método possibilita a determinação das espécies com forte associação a um determinado conjunto de dados, sendo que os valores indicadores de cada espécie independem da abundância relativa de outras espécies (DUFRENE; LEGENDRE, 1997).

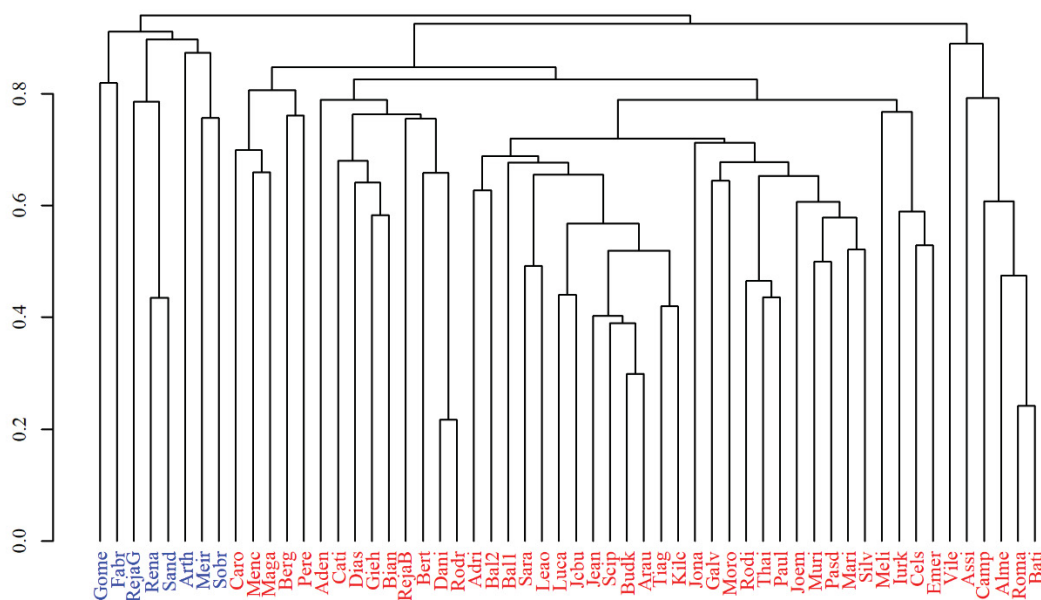
As análises foram realizadas no programa estatístico R versão 3.4.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2017), utilizando-se os pacotes vegan (OKSANEN et al., 2017), labdsv (ROBERTS, 2016), dendextend (GALILI, 2015), maptools (BIVAND; LEWIN-KOH, 2017) e USDM (NAIMI et al., 2014).

1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O dendrograma de dissimilaridade (FIGURA 1) evidenciou a formação de dois grupos florísticos distintos, associados, predominantemente, às bacias hidrográficas nas quais estavam inseridas as áreas amostradas. Os grupos da bacia do Atlântico (azul) e do Paraná-Uruguai (vermelho) reuniram oito e 48 áreas, respectivamente. Quanto à distribuição das áreas, o agrupamento da bacia do Atlântico figurou, principalmente, na porção mais costeira da Mata Atlântica (FIGURA 2), evidenciando, do ponto de vista climático, uma maior tropicalidade das áreas. O agrupamento da bacia do Paraná-Uruguai se distribuiu de maneira continental pelos dois biomas, com uma maior abrangência geográfica, ocupando, predominantemente, faixas subtropicais.

Dentre todas as áreas levantadas, o maior vínculo florístico (aproximadamente 20% de dissimilaridade) se deu entre duas áreas da bacia do Paraná-Uruguai (Dani e Rodr). Já para o grupo da bacia do Atlântico, as áreas com maior vínculo florístico apresentaram cerca de 40% de dissimilaridade (Rena e Sand).

FIGURA 1 - DENDROGRAMA PRODUZIDO POR MEIO DA DISTÂNCIA DE SORESENSE E UPGMA, PARA AS FLORESTAS ALUVIAIS DOS BIOMAS MATA ATLÂNTICA E PAMPA. EM VERMELHO, ÁREAS SITUADAS NA BACIA DO PARANÁ-URUGUAI. EM AZUL, ÁREAS DA BACIA DO ATLÂNTICO.



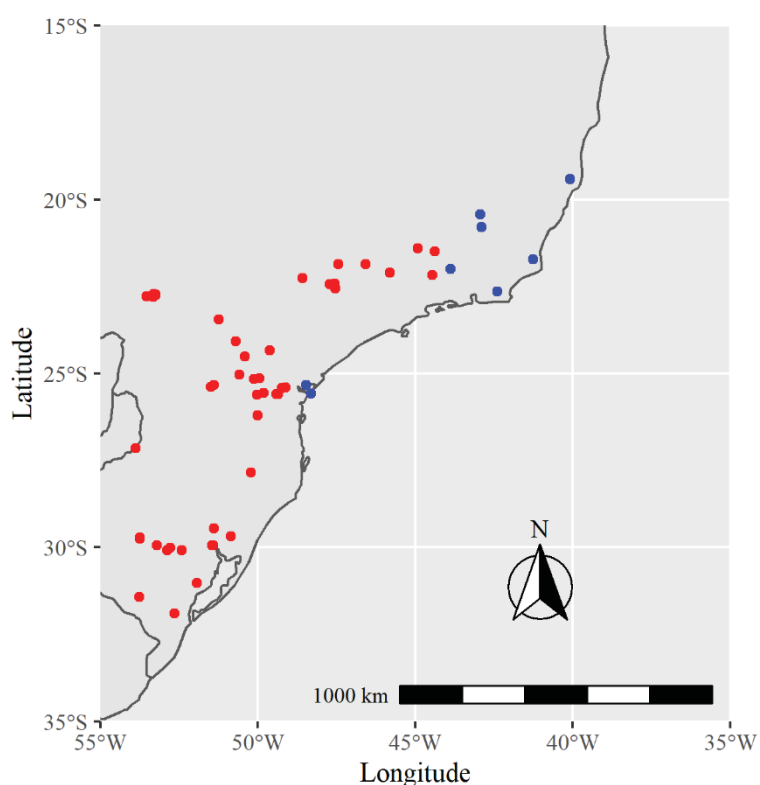
FONTE: A autora (2020).

No agrupamento das áreas de estudo, o grupo formado pela bacia do Atlântico reuniu áreas do domínio Mata Atlântica de Floresta Ombrófila Densa e de Floresta Estacional Semidecidual, com predomínio da primeira tipologia vegetal. O grupo da bacia do Paraná-Uruguai reuniu áreas dos biomas Mata Atlântica e Pampa de todos os domínios fitogeográficos, com maior representatividade da Floresta Estacional Decidual e Semidecidual, seguido da Floresta Ombrófila Mista.

A maior similaridade florística do grupo Atlântico se deu entre as áreas geograficamente próximas (Guaraqueçaba e Paranaguá, ambas no estado do Paraná) de Floresta Ombrófila Densa. Para o grupo Paraná-Uruguai, a maior similaridade se deu entre as áreas de Floresta Estacional Semidecidual no bioma Mata Atlântica, localizadas no mesmo município (Ipeúna, estado de São Paulo). Ainda, o grupo do Atlântico reuniu seis das sete áreas de Mata Atlântica *stricto sensu*, o que sugere o menor compartilhamento florístico da Floresta Ombrófila Densa com os domínios fitogeográficos da Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual e

Decidual. Considerando as fitofisionomias de vegetação arbórea da região Sul do Brasil, Higuchi et al. (2013) observaram maior similaridade entre áreas de Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Decidual e maior distinção da Floresta Ombrófila Densa, corroborando com o presente resultado. Ainda que as maiores similaridades em ambos os grupos tenham ocorrido entre áreas geograficamente próximas, a questão geográfica não explica totalmente o agrupamento formado, conforme demonstrado pelo mapa de distribuição das áreas (FIGURA 2).

FIGURA 2 - DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA DAS FLORESTAS ALUVIAIS DOS BIOMAS MATA ATLÂNTICA E PAMPA. EM VERMELHO, ÁREAS SITUADAS NA BACIA DO PARANÁ-URUGUAI. EM AZUL, ÁREAS DA BACIA DO ATLÂNTICO.



FONTE: A autora (2020).

Nas 56 áreas estudadas foram encontradas 776 espécies arbóreas pertencentes a 145 famílias botânicas (APÊNDICE 2). O número de espécies variou de oito, na área com menor riqueza, a 157, na área com maior número de espécies amostradas, possuindo uma média, entre as áreas, de 52 espécies. O grupo formado pelas florestas aluviais da bacia do Atlântico contemplou 394 espécies distribuídas em 68 famílias, tendo como mais representativas Fabaceae (55 espécies), Myrtaceae (52

espécies), Lauraceae (23 espécies) e Rubiaceae (20 espécies). 55 famílias apresentaram menos de 10 espécies e 22 famílias apresentaram apenas uma espécie. As quatro famílias mais representativas para o agrupamento contemplaram, juntas, 150 espécies, o que corresponde a 38,07% do total de espécies levantadas. Já o grupo formado pelas florestas aluviais da bacia Paraná-Uruguai contabilizou 538 espécies pertencentes a 83 famílias, com destaque para Myrtaceae (91 espécies), Fabaceae (72 espécies), Lauraceae (30 espécies) e Rubiaceae (29 espécies). 69 famílias apresentaram menos de 10 espécies e 32 famílias apresentaram apenas uma espécie. Juntas, as famílias mais representativas contemplaram 222 espécies, o que equivale a 41,26% do total de espécies do agrupamento.

Considerando o número total de espécies amostradas, 776, este é um valor próximo ao já encontrado em outros estudos em áreas inundáveis. Por exemplo, Silva et al. (2007) encontraram 510 espécies em 23 áreas aluviais das regiões Sul e Sudeste do Brasil. Já Giehl et al. (2011) encontraram valores superiores, 1.093 espécies em 58 áreas inundáveis, dado que a área amostral foi maior do que o presente estudo, envolvendo as regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil, além da Argentina e Uruguai. Comparando florestas ciliares do Brasil extra-amazônico, considerando áreas inundáveis e não inundáveis nos estados de São Paulo, Minas Gerais, Paraná, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso e no Distrito Federal, Rodrigues e Nave (2009) evidenciaram a ocorrência de 947 espécies em 43 áreas levantadas. Em estudo que abordou áreas com diferentes graus de inundação nos cinco biomas brasileiros, Wittmann et al. (2017) encontraram 904 espécies em 58 áreas do bioma Mata Atlântica e 183 em 13 áreas do Pampa. As variações em relação a riqueza de espécies entre os estudos citados podem ser explicadas pelas diferenças do universo amostral considerado, abordagem de cada estudo e, sobretudo, devido ao fato de que alguns consideraram também áreas não inundáveis, impossibilitando comparações e inferências mais aprofundadas nesse sentido. Florestas aluviais implicam existência de planície de inundação, e essa condição básica nem sempre é considerada em estudos envolvendo essa formação vegetal. Em termos de florística, os resultados obtidos ratificam o exposto por Forzza et al. (2010), que apontam Fabaceae, Myrtaceae e Rubiaceae como parte do conjunto das dez famílias mais diversificadas do Brasil em termos de espécie.

Nas florestas aluviais do presente estudo tem-se uma média de 52 espécies arbóreas (extremos entre oito e 157 espécies), enquanto que no bioma Mata Atlântica,

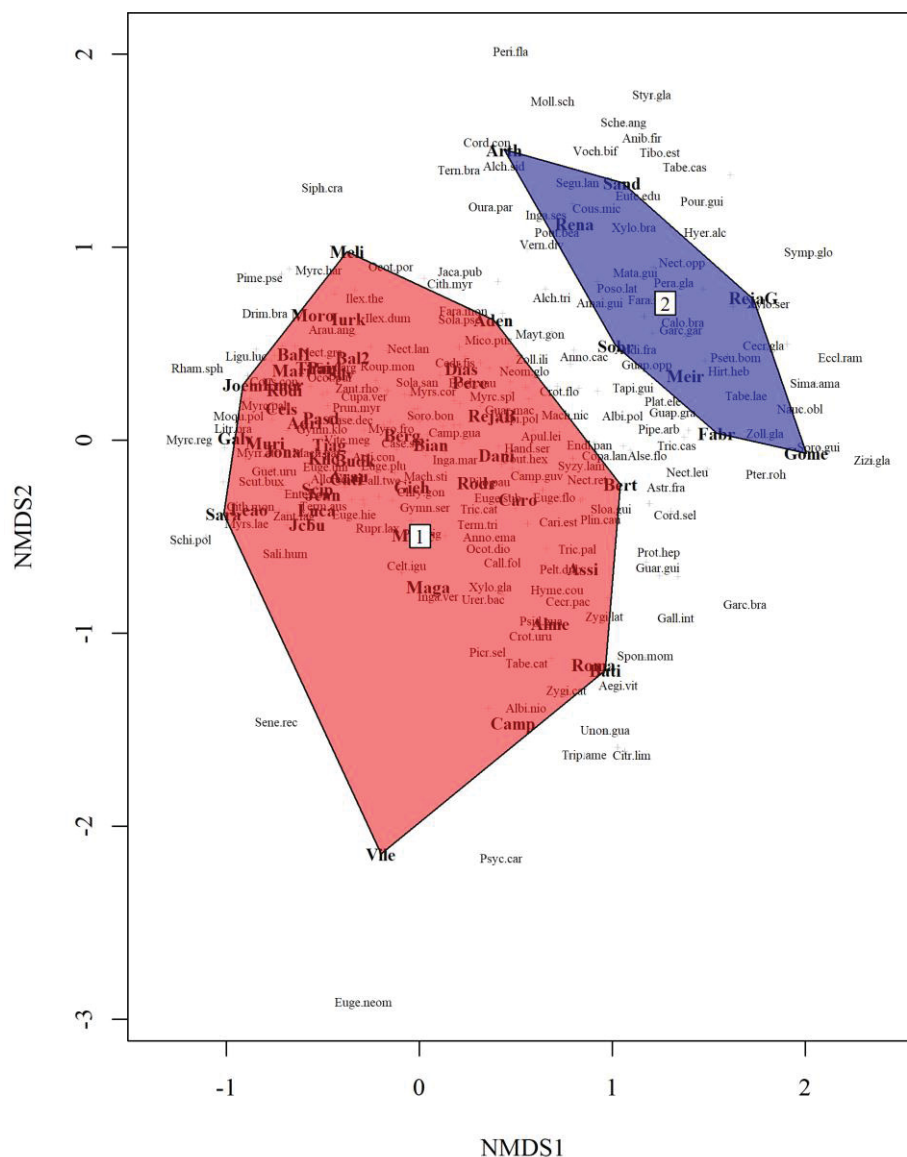
em formações não aluviais, tem sido encontrado valores predominantemente maiores, corroborando o fato de que eventos de inundação criam condições seletivas, reduzindo o conjunto de espécies capazes de se estabelecerem nesses ambientes. Higuchi et al. (2018), por exemplo, encontraram 84 espécies arbóreas na Floresta Ombrófila Mista, enquanto Caglioni et al. (2018) encontraram 183 espécies na Floresta Ombrófila Densa, ambas unidades fitogeográficas inseridas no contexto do bioma Mata Atlântica. Em áreas de transição com o Pampa, não sujeitas a alagamentos, o número de espécies arbóreas encontrado também foi superior ao de ambientes aluviais, com valores variando entre 53 (COSTA et al., 2018) e 107 espécies (POSSEBOM et al., 2017).

Nesse sentido, além das diferenças florísticas, cabe destacar os serviços ecossistêmicos proporcionados pelas florestas aluviais: regulação do fluxo de drenagem e redução do assoreamento dos cursos d'água e das zonas úmidas, manutenção da qualidade da água e do ciclo hidrológico, manutenção da biodiversidade e regulação climática (AGUIAR JUNIOR; PARRON, 2015; MARENZI; LONGARETE, 2018).

A possibilidade de ocupação das áreas úmidas, como refúgios climáticos, em um cenário de aquecimento global e alterações nos padrões de precipitação (VIADANA; CAVALCANTI, 2006; SOBRAL-SOUZA; LIMA-RIBEIRO, 2017), aliada à maior vulnerabilidade de espécies endêmicas estabelecidas em comunidades biologicamente empobrecidas em habitats fragmentados (MEDEIROS et al., 2013), torna evidente a importância da preservação das áreas aluviais no âmbito dos biomas Mata Atlântica e Pampa, tanto para a manutenção dos serviços ecossistêmicos prestados (FERRAZ et al., 2014), quanto para a conservação da biodiversidade existente (SOBRAL-SOUZA; LIMA-RIBEIRO, 2017).

A existência de dois grupos florísticos distintos também foi verificada a partir da ordenação das áreas produzidas pela NMDS (FIGURA 3). Essa ordenação apresentou um valor de “stress” de 0,15, indicando ser adequado para interpretação dos resultados. O grupo Atlântico se mostrou mais coeso e com menor dispersão das áreas, traduzindo uma maior similaridade. O grupo Paraná-Uruguai apresentou maior dispersão entre as áreas pela NMDS, refletindo menor similaridade florística.

FIGURA 3 - ORDENAÇÃO POR MEIO DE ESCALONAMENTO MULTIDIMENSIONAL NÃO-MÉTRICO (NMDS, STRESS = 0,15), PARA AS FLORESTAS ALUVIAIS DOS BIOMAS MATA ATLÂNTICA E PAMPA. EM VERMELHO, ÁREAS SITUADAS NA BACIA DO PARANÁ-URUGUAI. EM AZUL, ÁREAS DA BACIA DO ATLÂNTICO.



FONTE: A autora (2020).

A organização florística do componente arbóreo demonstrada por meio da NMDS reforçou os resultados encontrados no dendrograma, indicando a existência de dois grupos distintos e evidenciando que os ambientes aluviais, ainda que localizados no mesmo bioma e geograficamente próximos, não são, necessariamente, homogneos. Ao revisarem estudos biogeográficos, Fiaschi e Pirani (2009)

destacaram a existência de grupos distintos para o domínio Mata Atlântica, representados pelo sul e pelo norte. O grupo Atlântico, com menor número de áreas, foi predominantemente formado por uma fitofisionomia (Floresta Ombrófila Densa), o que pode ter colaborado para um maior agrupamento e coesão. O grupo Paraná-Uruguai, com maior número de áreas e maior heterogeneidade fitogeográfica, mostrou-se mais disperso na NMDS, tendo uma distribuição mais ampla ao longo do território brasileiro, por apresentar condições ambientais - clima, geologia, geomorfologia e solos - mais diversas.

O agrupamento formado pode ser explicado, em parte, pelo conceito de rotas migratórias de dispersão, que destacam as vias de canais fluviais para o deslocamento de espécies do contingente tropical no sentido norte-sul e vice-versa. Nessa perspectiva, o perfil florístico das áreas que ocorrem nas bacias dos rios Paraná-Uruguai é mais influenciado por uma rota de dispersão interiorana, a oeste. Por outro lado, o perfil florístico das áreas do Atlântico é mais influenciado por uma rota associada ao litoral brasileiro, a leste, com elementos típicos da Floresta Ombrófila Densa, ocupando a planície litorânea e a encosta da Serra do Mar (RAMBO, 1961). Jarenkow e Waechter (2001) indicaram que ocorre a transposição dessas duas correntes migratórias nas encostas do Planalto Sul-Brasileiro. Rambo (1951) sugeriu que a “Porta de Torres”, faixa no litoral entre os municípios de Torres e Osório, possibilitou a entrada de espécies do domínio atlântico no Rio Grande do Sul. Apesar de o corredor atlântico chegar ao Rio Grande do Sul até a “Porta de Torres”, algumas espécies do contingente atlântico dirigem-se para oeste, enquanto outras conseguem estender sua ocorrência mais para o sul, misturando-se ao componente decíduo, que chega ao litoral rio-grandense face à ausência de barreira geográfica, formando um gradiente de riqueza específica (JARENKOW; WAECHTER, 2001, HIGUCHI et al., 2013).

Embora localizadas na costa, as áreas aluviais mais próximas ao litoral do Rio Grande do Sul diferiram das demais áreas litorâneas do restante do Brasil, agrupando-se com as áreas do grupo Paraná-Uruguai. A ausência do componente atlântico na costa rio-grandense, a partir da altura de Osório, ocorre em função da condição climática diversa, dada pelo caráter notadamente subtropical do estado e pela ausência de barreira geográfica, que configura elemento essencial para a produção de chuvas orográficas. Conforme exposto por Roldão et al. (2012), nas regiões abrangidas pela Serra do Mar e Serra Geral, as chuvas orográficas frequentes e a

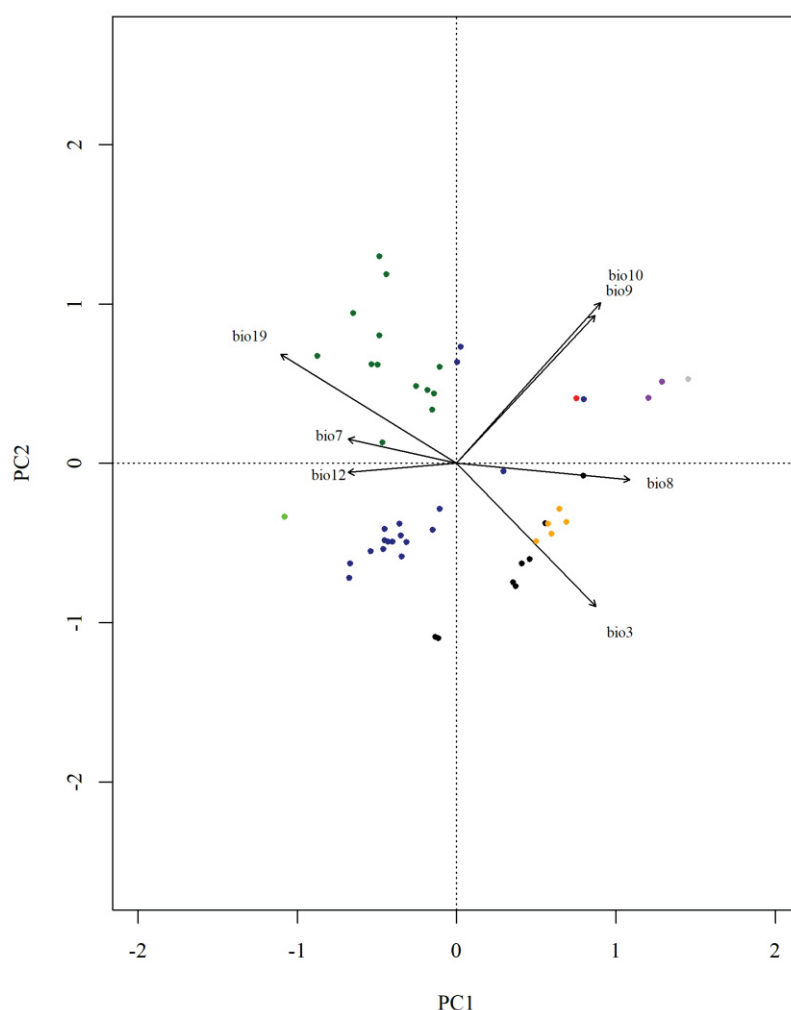
retenção de umidade são produtos do isolamento geográfico, que se materializa por meio das serras.

Cabe destacar a falha de Campos dos Goytacazes (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000), que representa uma descontinuidade da Floresta Ombrófila Densa entre os estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo. Nessa faixa, o componente estacional chega ao ambiente litorâneo, denunciando a irregularidade pluviométrica ao longo do ano (PRATA et al., 2018), justificada pela inexistência da Serra do Mar, agravada pela textura dos solos derivados do arenito Barreiras, resultando em uma drenagem mais intensa. Porém, conforme Saiter et al. (2016), o perfil florístico das florestas desta região apresenta uma certa similaridade com áreas de Floresta Ombrófila Densa no sul da Bahia, a chamada Hiléia Baiana. Sob essa perspectiva, é plausível que espécies fisiologicamente incompatíveis com a sazonalidade climática tenham sobrevivido, sobretudo em trechos onde os solos podem manter uma maior umidade ao longo de todo o ano, a exemplo das margens dos cursos hídricos. Ou seja, infere-se que mesmo em períodos de restrição hídrica, nos meses em que a Zona de Convergência Intertropical não atua no hemisfério Sul, as espécies do contingente atlântico podem se servir das planícies aluviais como corredor de deslocamento não só para o litoral Atlântico, como também para o interior do continente, por terem maior disponibilidade hídrica, como também sugerido por Saiter et al. (2016). Nessa linha, tal como ocorre com a “Porta de Torres”, no Sul do Brasil, seria factível considerar que essa região também poderia funcionar como uma entrada de espécies tropicais úmidas, para compor a flora das florestas planálticas continentais.

A PCA (FIGURA 4) demonstrou que o Eixo 1, com inércia total explicada de 39,85%, apresentou forte correlação com as variáveis temperatura no trimestre mais úmido (bio 8) e precipitação no trimestre mais frio (bio 19), com *loadings* de 0,46 e -0,46, respectivamente. Assim, enquanto na esquerda da ordenação observa-se as áreas com invernos úmidos e mais frias no período mais chuvoso do ano, na direita encontram-se as áreas com condições climáticas antagônicas, invernos mais secos e mais quentes no período mais chuvoso do ano. O Eixo 2, que explicou 22,44% da variação total, apresentou, principalmente, forte correlação com as variáveis temperatura no trimestre mais quente (bio 10), temperatura no trimestre mais seco (bio 9) e isothermalidade (bio 3), com *loadings* de -0,56, 0,52 e 0,50, respectivamente. Na parte inferior da ordenação encontram-se as áreas com verões menos quentes e de maior isothermalidade (amplitude da temperatura diurna mais similar à amplitude da

temperatura anual), já na parte superior estão as áreas com verões mais quentes e menor isothermalidade (amplitude da temperatura diurna inferior à amplitude de temperatura anual). No quadrante superior direito estão as áreas que apresentam maiores temperaturas no trimestre mais seco, enquanto no quadrante inferior esquerdo encontram-se as áreas que apresentam baixa temperatura no trimestre mais seco.

FIGURA 4 - ORDENAÇÃO CLIMÁTICA POR MEIO DA ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (PCA), DAS FLORESTAS ALUVIAIS DOS BIOMAS MATA ATLÂNTICA E PAMPA. (BIO 3 = ISOTERMALIDADE; BIO 7 = AMPLITUDE TÉRMICA ANUAL; BIO 8 = TEMPERATURA NO TRIMESTRE MAIS ÚMIDO; BIO 9 = TEMPERATURA NO TRIMESTRE MAIS SECO; BIO 10 = TEMPERATURA NO TRIMESTRE MAIS QUENTE; BIO 12 = PRECIPITAÇÃO ANUAL; BIO 19 = PRECIPITAÇÃO NO TRIMESTRE MAIS FRIO; AZUL = PARANÁ; VERDE = SANTA CATARINA; VERDE ESCURO = RIO GRANDE DO SUL; PRETO = MINAS GERAIS; LARANJA = SÃO PAULO; ROXO = RIO DE JANEIRO; CINZA = ESPÍRITO SANTO; VERMELHO = MATO GROSSO DO SUL).



FONTE: A autora (2020).

Por meio da interpretação do Eixo 1 da PCA, que se mostrou mais explicativo (39,85%), depreende-se que praticamente todas as áreas a esquerda da ordenação, que concentrou a maior parte das áreas de Floresta Ombrófila Mista no quadrante inferior e Floresta Estacional Decidual no quadrante superior, encontram-se na região Sul do Brasil, sob uma condição subtropical, com ausência de estação seca no inverno (bio 19) e menores temperaturas no período mais chuvoso (bio 8). Em contrapartida, parte das áreas a direita da ordenação, com concentração da maior parte das áreas de Floresta Ombrófila Densa e parte do domínio de Floresta Estacional Decidual no quadrante inferior, encontram-se sob um clima com maior estacionalidade de chuvas. Nesse lado da ordenação, as áreas do Espírito Santo (ES) e do Rio de Janeiro (RJ) se mostraram mais dispersas das demais e agrupadas entre si, o que pode ser atribuído ao inverno mais seco pela ausência de chuvas orográficas, que possibilita a ocorrência de Floresta Estacional Semidecidual. Os vetores que representam as variáveis de temperatura (b8, b9 e b10) apontam para o sentido oposto aos vetores relacionados à precipitação (bio 12 e bio 19), demonstrando uma correlação negativa entre essas variáveis. Assim, o Eixo 1, cujas variáveis mais explicativas estão relacionadas com temperatura (bio 8) e precipitação (bio 19), sintetizou um gradiente de tropicalidade.

Por meio da interpretação do Eixo 2, observa-se que Minas Gerais (MG) e São Paulo (SP) ocorreram na parte inferior do quadrante direito, enquanto que Rio Grande do Sul (RS) ocorreu na parte superior do quadrante esquerdo da ordenação. Percebe-se, dessa forma, que o domínio estacional ocorreu tanto acima quanto abaixo do Eixo 2, sendo essa separação fruto da diferença de estacionalidade, dada pela estação desfavorável de seca na região tropical (quadrante inferior direito) e de frio na região subtropical (quadrante superior esquerdo) (ATHAYDE et al., 2013). As áreas de MG avaliadas encontram-se em menor latitude, porém, em maior altitude, já que são, em grande parte, do sul do estado. As áreas do RS, por sua vez, por estarem no Pampa, encontram-se em uma maior latitude e em menor altitude, estando associadas à regularidade da precipitação (bio 19), oriunda das frentes frias distribuídas de maneira uniforme ao longo do ano. Com isso, infere-se que o Eixo 2 da PCA, cujas variáveis mais explicativas estão relacionadas com a temperatura (bio 10 e bio 9) e a isothermalidade (bio 3), sintetizou, também, um gradiente de altitude.

De fato, observando-se todas as áreas do gráfico, de forma geral, o gradiente altitudinal é evidenciado de cima para baixo, com áreas mais próximas ao nível do

mar acima no gráfico, e áreas de maior altitude, abaixo. A isothermalidade pode ser relacionada, entre outros fatores, à altitude, pois, áreas mais baixas e próximas ao nível do mar normalmente possuem menor amplitude diurna (menor isothermalidade) do que áreas de maior altitude (maior isothermalidade). Além disso, a isothermalidade é inversamente proporcional à latitude, indicando um gradiente, também, de tropicalidade, pois, áreas de maior latitude e, portanto, com maiores diferenças na amplitude da temperatura anual, apresentam menor isothermalidade (e.g. RS), enquanto que áreas de menor latitude apresentam maior isothermalidade (e.g. MG).

A análise de espécies indicadoras demonstrou que o grupo formado pelas florestas aluviais da bacia do Paraná-Uruguai possui 13 espécies consideradas indicadoras (TABELA 1), divididas em nove famílias, com dominância de Euphorbiaceae e Myrtaceae, com três espécies cada. Por sua vez, o grupo formado pelas florestas aluviais da bacia do Atlântico apresenta 69 espécies indicadoras (TABELA 1), distribuídas em 31 famílias, com destaque para Fabaceae e Myrtaceae, com 10 e oito espécies, respectivamente. Para o primeiro grupo, *Gymnanthes klotzschiana* Müll. Arg. apresentou o maior valor indicador, sendo a espécie com maior afinidade com o agrupamento formado. Nesse mesmo grupo, *Allophylus edulis* (A.St.-Hil., Cambess & A. Juss.) e *Vitex megapotamica* (Spreng.) Moldenke também figuram em posições de destaque. Para o segundo grupo, o maior valor indicador foi de *Andira fraxinifolia* Benth., seguida por *Pera glabrata* (Schott) Poepp. ex Baill. e *Aniba firmula* (Nees & Mart.) Mez.

TABELA 1 - ANÁLISE DE ESPÉCIES INDICADORAS PARA AS FLORESTAS ALUVIAIS DOS BIOMAS MATA ATLÂNTICA E PAMPA.

Espécies indicadoras	Família	Valor Indicador	p
Bacia do Paraná-Uruguai			
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	Euphorbiaceae	0,890	0,001
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess & A. Juss.) Radlk.	Sapindaceae	0,804	0,002
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	Lamiaceae	0,777	0,005
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	Myrtaceae	0,736	0,002
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Salicaceae	0,722	0,036
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	Malvaceae	0,708	0,047
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Myrtaceae	0,707	0,009
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	Euphorbiaceae	0,692	0,018
<i>Calyptanthus concinna</i> DC.	Myrtaceae	0,645	0,030
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Lauraceae	0,645	0,020
<i>Inga vera</i> Willd.	Fabaceae	0,629	0,026
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Mull.Arg.	Euphorbiaceae	0,612	0,033
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	Polygonaceae	0,595	0,050
Bacia do Atlântico			
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Fabaceae	0,783	0,001
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Peraceae	0,722	0,001

<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez	Lauraceae	0,707	0,001
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	Urticaceae	0,707	0,001
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	Phyllanthaceae	0,707	0,001
<i>Inga edulis</i> Mart.	Fabaceae	0,707	0,001
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	Lauraceae	0,707	0,001
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	0,640	0,002
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Calophyllaceae	0,632	0,001
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	Annonaceae	0,612	0,002
<i>Inga thibaudiana</i> DC.	Fabaceae	0,612	0,004
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	Lecythidaceae	0,612	0,004
<i>Myrcia racemosa</i> (O.Berg) Kiaersk.	Myrtaceae	0,612	0,002
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	Fabaceae	0,612	0,001
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Simaroubaceae	0,612	0,004
<i>Tabebuia cassinoides</i> (Lam.) DC.	Bignoniaceae	0,612	0,002
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Mull.Arg.	Euphorbiaceae	0,559	0,004
<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	Annonaceae	0,530	0,007
<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	Urticaceae	0,530	0,007
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Arecaceae	0,530	0,008
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	Clusiaceae	0,530	0,005
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	Malvaceae	0,530	0,009
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	Fabaceae	0,530	0,007
<i>Andira ormosioides</i> Benth.	Fabaceae	0,500	0,019
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	Arecaceae	0,500	0,017
<i>Basiloxyton brasiliensis</i> (All.) K.Schum.	Malvaceae	0,500	0,017
<i>Brosimum lactescens</i> (S.Moore) C.C.Berg	Moraceae	0,500	0,021
<i>Calyptanthus rubella</i> (O.Berg) D.Legrand	Myrtaceae	0,500	0,025
<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) A Gray	Achariaceae	0,500	0,017
<i>Chrysophyllum lucentifolium</i> Cronquist	Sapotaceae	0,500	0,017
<i>Clusia criuva</i> Cambess.	Clusiaceae	0,500	0,025
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.	Sapindaceae	0,500	0,015
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	Fabaceae	0,500	0,016
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	Sapotaceae	0,500	0,026
<i>Erythroxylum cuspidifolium</i> Mart.	Erythroxylaceae	0,500	0,015
<i>Eugenia expansa</i> Spring ex Mart.	Myrtaceae	0,500	0,024
<i>Eugenia macahensis</i> O.Berg	Myrtaceae	0,500	0,015
<i>Ficus gomelleira</i> Kunth	Moraceae	0,500	0,012
<i>Ilex pseudobuxus</i> Reissek	Aquifoliaceae	0,500	0,025
<i>Inga flagelliformis</i> (Vell.) Mart.	Fabaceae	0,500	0,016
<i>Joannesia princeps</i> Vell.	Euphorbiaceae	0,500	0,017
<i>Manilkara subsericea</i> (Mart.) Dubard	Sapotaceae	0,500	0,025
<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	Melastomataceae	0,500	0,024
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	Monimiaceae	0,500	0,022
<i>Myrcia brasiliensis</i> Kiaersk.	Myrtaceae	0,500	0,025
<i>Myrcia insularis</i> Gardner	Myrtaceae	0,500	0,025
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	Myrtaceae	0,500	0,025
<i>Myrcia strigipes</i> Mart.	Myrtaceae	0,500	0,025
<i>Naucleopsis oblongifolia</i> (Kuhlm.) Carauta	Moraceae	0,500	0,016
<i>Neoraputia alba</i> (Nees & Mart.) Emmerich ex Kallunki	Rutaceae	0,500	0,017
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	Lauraceae	0,500	0,022
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Fabaceae	0,500	0,021
<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel	Fabaceae	0,500	0,024
<i>Pleroma trichopoda</i> DC.	Melastomataceae	0,500	0,025
<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	Urticaceae	0,500	0,024
<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	Araliaceae	0,500	0,025
<i>Seguiera langsdorffii</i> Moq.	Phytolaccaceae	0,500	0,014
<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat	Euphorbiaceae	0,500	0,017
<i>Solanum cernuum</i> Vell.	Solanaceae	0,500	0,021
<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	Moraceae	0,500	0,017

<i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.	Apocynaceae	0,500	0,022
<i>Tibouchina estrellensis</i> (Raddi) Cogn.	Melastomataceae	0,500	0,016
<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.	Annonaceae	0,500	0,019
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Nyctaginaceae	0,474	0,019
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	Sapindaceae	0,474	0,022
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Boraginaceae	0,433	0,042
<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. Ex Schmidt) Lundell	Nyctaginaceae	0,408	0,042
<i>Handroanthus umbellatus</i> (Sond.) Mattos	Bignoniaceae	0,408	0,046
<i>Pouteria beaurepairei</i> (Glaz. & Raunk.) Baehni	Sapotaceae	0,408	0,050

p: significância da análise de espécies indicadoras

FONTE: A autora (2020).

A análise de espécies indicadoras reforçou a existência de diferenças florístico-estruturais entre os agrupamentos formados. O grupo Atlântico apresentou maior número de espécies indicadoras, o que provavelmente se deve ao predomínio da Floresta Ombrófila Densa no agrupamento, que possui maior número de espécies exclusivas frente aos demais domínios fitogeográficos, sendo, portanto, mais distinta (REIS et al., 1993; MATTEI et al., 2007). Ao estudarem as unidades fitogeográficas do estado do Paraná, Roderjan et al. (2002) estimaram que a Floresta Ombrófila Densa seja representada por mais de 700 espécies, em sua maioria exclusivas. Os autores ainda comentam que a flora da Floresta Ombrófila Mista é superior a 350 espécies, com estimativa de mais de 200 espécies para o Paraná, ao passo que, as Florestas Estacionais apresentam florística mais empobrecida em relação às formações ombrófilas. Assim, se por um lado o menor número de espécies indicadoras do grupo Paraná-Uruguai pode ser explicado pela menor representatividade de espécies dos domínios Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional, uma vez que este foi formado, predominantemente, por áreas inseridas nesses domínios., por outro lado, a diferença no número de espécies indicadoras dos agrupamentos pode estar relacionada ao método de análise proposto por Dufrene e Legendre (1997). Neste método, a probabilidade de uma espécie ser considerada indicadora depende de sua frequência relativa, a qual está relacionada ao número de parcelas. Dessa forma, por apresentar um número maior de áreas, a tendência é que o grupo Paraná-Uruguai apresente um número menor de espécies com elevada frequência relativa, e consequentemente, um menor número de espécies indicadoras.

Dentre as três espécies com maior valor indicado para o grupo Paraná-Uruguai - *G. klotzschiana*, *A. edulis* e *V. megapotamica* -, nenhuma é considerada endêmica do Brasil. São espécies de ampla distribuição, que ocorrem em diferentes

domínios fitogeográficos e ao longo de praticamente todas as regiões brasileiras, sendo *A. edulis*, inclusive, apontada como a espécie com maior distribuição geográfica no Brasil (Flora do Brasil 2020). Não obstante, se mostram presentes em todo o domínio subtropical, e dentre os diferentes tipos de vegetação aos quais encontram-se relacionadas, destacam-se as florestas associadas à água. Para o grupo Atlântico, das três espécies com maior associação ao agrupamento duas são endêmicas do Brasil (*Andira fraxinifolia* e *Aniba firmula*), ou seja, ocorrem somente aqui. Se apresentam como espécies de ampla distribuição, tanto em termos de bioma quanto em termos de região geográfica. Considerando todos os estados, *Pera glabrata*, por exemplo, só não ocorre no estado do Piauí. Apesar da ampla ocorrência, se fazem presentes, sobretudo, na porção tropical do território (Flora do Brasil 2020). Das 13 espécies indicadoras do grupo Paraná-Uruguai, oito foram consideradas como preferenciais de florestas aluviais por Silva et al. (2007), consonante com os resultados encontrados. Euphorbiaceae, Fabaceae, Lauraceae, Malvaceae, Myrtaceae e Sapindaceae apresentaram espécies indicadoras nos dois grupos florísticos, o que sugere uma maior afinidade com os ambientes aluviais frente as demais famílias.

1.4 CONCLUSÃO

As florestas aluviais da Mata Atlântica e do Pampa dividiram-se em dois grupos florísticos, relacionados, principalmente, às bacias hidrográficas e às rotas de migração. A divisão dos biomas não foi determinante na formação dos agrupamentos. O grupo Atlântico, que teve como espécie indicadora *Andira fraxinifolia*, apresentou maior número de espécies indicadoras frente ao grupo Paraná-Uruguai, que teve como espécie indicadora *Gymnanthes klotzschiana*. Os principais gradientes associados aos ambientes considerados foram temperatura, precipitação e altitude.

A identificação de grupos florísticos e gradientes ambientais, aliada à compreensão dos padrões de distribuição das espécies, sobretudo em escala de bacia hidrográfica, mostra-se de grande relevância para subsidiar ações efetivas de recuperação e de conservação em ambientes aluviais. Assim, torna-se clara a importância do estudo desses ambientes, que desempenham diversos serviços ecossistêmicos.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR JUNIOR, T. B.; PARRON, L. M. Indicadores de serviços ambientais hídricos e a contribuição da vegetação ripária para a qualidade de água. In: PARRON, L. M.; GARCIA, JR.; OLIVEIRA, E. B.; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. (Eds.). **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestas do bioma Mata Atlântica**. Brasília: EMBRAPA. 2015. p. 183-190.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: regiões hidrográficas brasileiras**. 2015. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/regioeshidrograficas2014.pdf>>. Acesso: 14 mai. 2019.
- APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.
- ARAUJO, A. C. B.; ARAUJO, H. J. B.; LONGHI, S. J. Caracterização da vegetação e espécies para a recuperação de florestas ribeirinhas na campanha gaúcha, bioma Pampa. **Iheringia, Série Botânica**, v. 73, n. 3, p. 342-352, 2018
- ATHAYDE, E. D. et al. Fenologia de espécies arbóreas em uma floresta ribeirinha em Santa Maria, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 7, n. 1, p. 43-51, 2013.
- BABWETEERA, F.; BROWN, N. Can remnant frugivore species effectively disperse tree seeds in secondary tropical rain forests? **Biodiversity and Conservation**, v. 18, n. 6, p. 1611-1627, 2009.
- BIVAND, R.; LEWIN-KOH, N. **maptools**: Tools for Reading and Handling Spatial Objects. R package version 0.9-2. 2017. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=maptools>> Acesso: 22 jan. 2018.
- BURIOL, G. A. et al. Climate and natural vegetation in the state of Rio Grande do Sul according to the Walter and Lieth climatic diagram. **Ciência Florestal**, v. 17, n. 2, p. 91-100, 2007.
- CAGLIONI, E. et al. Altitude e solos determinam variações abruptas da vegetação em gradiente altitudinal de Mata Atlântica. **Rodriguésia**, v. 69, n. 4, p. 2055-2068, 2018.
- CARVALHO, J. et al. Monospecific dominance in an alluvial mixed ombrophylous forest in southern Brazil. **Australian Journal of Basic and Applied Sciences**, v. 10, n. 10, p. 38-44, 2016.
- CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory, 1994.

COLLARES, J. E. R. Mapa dos Biomas do Brasil. In: Os avanços da botânica no início do século XXI: morfologia, fisiologia, taxonomia, ecologia e genética. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 57, 2006, Gramado. **Anais...** Porto Alegre: Sociedade Botânica do Brasil, 2006. p. 306-309.

COSTA, M. P.; LONGHI, S. J.; FAVERO, A. A. Arquitetura e estrutura vertical da comunidade arbórea de uma floresta estacional subtropical. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 4, p. 1443-1454, 2018.

CRUZ, M. P.; CAMPOS, J. B. Regime de inundação e a regeneração arbórea em duas áreas florestais na planície alagável do alto Rio Paraná. **Biotemas**, v. 26, n. 3, p. 71-82, 2013.

CRUZ, M. P.; CAMPOS, J. B.; TOREZAN, J. M. D. Influência da topografia e da abertura do dossel na estrutura do componente herbáceo-arbustivo em dois fragmentos florestais na planície de inundação do alto Rio Paraná. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 191-205, 2018.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997.

ECHER, R. et al. Usos da terra e ameaças para a conservação da biodiversidade do bioma Pampa, Rio Grande do Sul. **Revista Thema**, v. 12, n. 2, p. 4-13, 2015.

FERRAZ, S. F. B, et al. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, v. 29, n. 2, p. 187-200, 2014.

FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. Influência da estrutura do habitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 3, p. 642-651, 2006.

FIASCHI, P.; PIRANI, J. R. Review of plant biogeographic studies in Brazil. **Journal of Systematics and Evolution**, v. 47, n. 5, p. 477-496, 2009.

Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso: 15 ago. 2017.

FORZZA, R. C. et al. As angiospermas do Brasil. In: FORZZA, R. C. et al (org.). **Catálogo de Plantas e Fungos do Brasil, Rio de Janeiro.** Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2010. p. 78-89.

Fundação SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica:** mapeamento dos sistemas costeiros. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2018.

GALILI, T. dendextend: an R package for visualizing, adjusting and comparing trees of hierarchical clustering. **Bioinformatics**, v. 31, n. 22, p. 3718-3720, 2015.

GIEHL, E. L. H. et al. Variações florísticas e relação com variáveis geográficas e climáticas em florestas ribeirinhas do sudeste da América do Sul. In: FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P. V.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA-NETO, J. A. A. (Orgs.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de caso**, Viçosa: Editora UFV, 2011. p. 504-519.

GONÇALVES, D. A. et al. Heterogeneity of a tree species community in an alluvial area of Santa Catarina, Brazil. **Floresta Ambient**, v. 25, n. 2, e00096514, 2018.

HIGUCHI, P. et al. Influência do clima e de rotas migratórias de espécies arbóreas sobre o padrão fitogeográfico de florestas na região Sul do Brasil. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 4, p. 539-553, 2013.

HIGUCHI, P. et al. Elementos da paisagem como fonte de heterogeneidade florístico-estrutural do componente arbóreo em área de floresta ombrófila mista. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 2, p. 661-673, 2018.

HIJMANS, R. J. et al. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **Internacional Journal of Climatology**, v. 25, p. 1965-1978, 2005.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Brasil: Mapas Físicos e Ambientais**. 2017. Disponível em: <<http://mapasinterativos.ibge.gov.br/sigibge/>>. Acesso: 01 jul. 2017.

JARENKOW, J. A.; WAECHTER, J. L. Composição, estrutura e relações florísticas do componente arbóreo de uma floresta estacional no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista brasileira de Botânica**, v. 24, n. 3, p. 263-272, 2001.

KANIESKI, M. R. et al. Parâmetros climáticos e incremento diamétrico de espécies florestais em floresta aluvial no Sul do Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 24, e00124814, 2017.

KETTELHUT, J. T. S.; PEREIRA, P. R. G. Gestão de recursos hídricos transfronteiriços: experiência brasileira da bacia do rio da Prata. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 3, n. 2, p. 5-12, 2006.

KOSLOWSKI, T. T. Physiological-ecological impacts of flooding on riparian forest ecosystems. **Wetlands**, v. 22, n. 3, p. 550-561, 2002.

KRAFT, N. J. B. et al. Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. **Functional Ecology**, v. 29, n. 5, p. 592-599, 2015.

KRUSKAL, J. B. Nonmetric Multidimensional Scaling: A Numerical Method. **Psychometrika**, v. 29, n. 2, p. 115-129, 1964.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, São Paulo, 2009. p. 33-44.

LOBO, P. C.; JOLY, C. A. Aspectos ecofisiológicos da vegetação de mata ciliar do Sudeste do Brasil. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2009. p. 143-157.

MANTOVANI, W. A degradação dos biomas brasileiros. In: RIBEIRO, W. (Org.). **O patrimônio ambiental brasileiro**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo e Imprensa Oficial, 2003. p. 367-442.

MARCHI, M. M. et al. Flora herbácea e subarbusciva associada a um ecossistema de butiazal no bioma Pampa. **Rodriguésia**, v. 69, n. 2, p. 553-560, 2018.

MARENZI, R. C.; LONGARETE, C. As áreas protegidas no Brasil e os serviços ecossistêmicos ante as inundações: finalidade ou casualidade? **Revista Colombiana de Geografía**, v. 27, n. 2, p. 313-322, 2018.

MATTEI, G.; MULLER, S. C.; PORTO, M. L. Corredores de imigração e distribuição de espécies arbóreas no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 2, p. 12-14, 2007.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.; STAFFORD, S. G. **Multivariate statistics for wildlife and ecology research**. New York: Springer, 2000.

MEDEIROS, M. B. et al. Redução de incertezas em análise de vulnerabilidade às mudanças climáticas para *Dicksonia sellowiana*. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 33, n. 75, p. 299-308, 2013.

MELO, E. T.; SALES, M. C. L.; OLIVEIRA, J. G. B. Aplicação do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) para análise da degradação ambiental da microbacia hidrográfica do riacho dos cavalos, Crateús - CE. **RA'E GA**, v. 23, p. 520-533, 2011.

MINCHIN, P. R. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. **Vegetatio**, v. 69, p. 89-107, 1987.

MMA - Ministério do Meio Ambiente: Secretaria de Recursos Hídricos. **Caderno da região hidrográfica Atlântico Sudeste**. 2006a. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estrutras/161/_publicacao03032011024223.pdf>. Acesso: 14 mai. 2019.

MMA - Ministério do Meio Ambiente: Secretaria de Recursos Hídricos. **Caderno da região hidrográfica Atlântico Sul**. 2006b. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estrutras/161/_publicacao/161_publicacao03032011024106.pdf>. Acesso: 14 mai. 2019.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NAIMI, B. et al. Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? **Ecography**, v. 37, p. 191-203, 2014.

OKSANEN, J. et al. **vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.4-3. 2017. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>. Acesso: 22 jan. 2018.

OLIVEIRA-FILHO, A.T. et al. Tree species distribution along soil catenas in a riverside semideciduous forest in southeastern Brazil. **Flora**, v. 192, n. 1, p. 47-64, 1997.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 793-810, 2000.

POSSEBOM, G. et al. Forest inventory of a small hydroelectric plant in Pinhal Grande, Rio Grande do Sul. **Espacios**, v. 38, n. 32, p. 28-38, 2017.

PRATA, E. M. B. et al. The role of climate on floristic composition in a latitudinal gradient in the Brazilian Atlantic Forest. **Plant Ecology and Evolution**, v. 151, n. 3, p. 303-313, 2018.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Viena: R Foundation for Statistical Computing. 2017. Disponível em: <<http://www.r-project.org>>. Acesso: 10 out. 2017.

RAMBO, B. A imigração da silva higrófila no Rio Grande do Sul. **Anais Botânicos do Herbário Barbosa Rodrigues**, v. 3, n. 3, p. 55-91, 1951.

RAMBO, B. Migration routes of the South Brazilian rain forest. **Pesquisas, Botânica**, v. 12, p. 1-54, 1961.

REIS, A. et al. Experiências silviculturais para o manejo sustentado dentro do domínio da Floresta Tropical Atlântica. In: Congresso Florestal Brasileiro, 7, 1993, Campos do Jordão. **Anais...** Campos do Jordão: SBS / SBEF, 1993. p. 197-201.

ROBERTS, D. W. **labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology**. R package version 1.8-0. 2016. Disponível em: <<https://CRAN.Rproject.org/package=labdsv>> Acesso: 22 jan. 2018.

RODERJAN, C. V. et al. As unidades fitogeográficas do estado do Paraná. **Ciência e Ambiente**, v. 13, n. 24, p. 75-92, 2002.

RODRIGUES, A. L. et al. Atributos de um solo florestal em uma topossequência e relações com a comunidade arbórea. **Floresta**, v. 46, n. 2, p. 145-154, 2016.

RODRIGUES, R. R. Florestas Ciliares? Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP. 2009. p. 91-99.

RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP. 2009. p. 45-71.

ROLDÃO, A. F.; SANTOS, J. G.; OLIVEIRA, L. A. Correlação entre as variáveis climáticas (altitude, temperatura e precipitação) na mesorregião Sul e Sudoeste de Minas Gerais - MG. **Revista Geonorte**, Edição Especial 2, v. 1, n. 5, p. 515-525, 2012.

SAITER, F. Z.; ROLIM, S. G.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. A Floresta de Linhares no Contexto Fitogeográfico do Leste do Brasil. In: ROLIM, S. G.; MENEZES, L. F. T.; SRBEK-ARAUJO, A. C. (Eds.). **Floresta Atlântica de Tabuleiro: Diversidade e Endemismos na Reserva Natural Vale**. Belo Horizonte: Editora Rupestre. 2016. p. 61-69.

SANTOS, S.; SILVA, L. G. Mapeamento por imagens de sensoriamento remoto evidencia o bioma Pampa brasileiro sob ameaça. **Boletim de Geografia**, v. 29, n. 2, p. 49-57, 2011.

SILVA, A. C. et al. Comparação florística de florestas inundáveis das regiões Sudeste e Sul do Brasil. **Revista brasileira de Botânica**, v. 30, n. 2, p. 257-269, 2007.

SILVA, A. C. et al. **Florestas inundáveis: Ecologia, Florística e Adaptação das espécies**. Lavras: Ed. UFLA, 2012.

SILVA, J. O. et al. Heterogeneidade ambiental e regeneração natural em uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial. **Scientia Forestalis**, v. 44, n. 112, p. 787-797, 2016.

SOBRAL-SOUZA, T.; LIMA-RIBEIRO, M. S. De volta ao passado: revisitando a história biogeográfica das florestas neotropicais úmidas. **Oecologia Australis**, v. 21, n. 2, p. 93-107, 2017.

STEFFEN, W.; CRUTZEN, P. J.; MCNEILL, J. R. The Anthropocene: Are Humans Now Overwhelming the Great Forces of Nature. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 36, n. 8, p. 614-621, 2007

TABARELLI, M. et al. Endangered Species and Conservation Planning. In: GALINDO-LEAL, C.; CAMARA, I. G. (Eds.). **State of the Hotspots: The Atlantic Forest of South America**. Washington: Island Press. 2003. p. 86-94.

TUCCI, C. E. M. Visão dos recursos hídricos na bacia do Prata. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 3, n. 2, p. 43-63, 2006.

VALLI, M. Análise de Cluster. **Augusto Guzzo Revista Acadêmica**, n. 4, p. 77-87, 2002.

VAN DEN BERG, E.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. **Revista brasileira de Botânica**, v. 23, n. 3, p. 231-253, 2000.

VAN DEN BERG, E. et al. Estrutura do Componente Arbóreo de uma Floresta de Galeria Aluvial em Poços de Caldas, MG. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. S1, p. 150-152, 2007.

VARJABEDIAN, R. Lei da Mata Atlântica: retrocesso ambiental. **Estudos Avançados**, v. 24, n. 68, p. 147-160, 2010.

VIADANA, A. G.; CAVALCANTI, A. P. B. A teoria dos refúgios florestais aplicado ao estado de São Paulo. **Revista da Casa da Geografia de Sobral**, v. 8, n. 1, p. 61-80, 2006.

WITTMANN, F. et al. The Brazilian freshwater wetlandscape: Changes in tree community diversity and composition on climatic and geographic gradients. **PLoS ONE**, v. 12, n. 4, p. 1-18, 2017.

CAPÍTULO 2

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA DAS ESPÉCIES ARBÓREAS DE FLORESTAS ALUVIAIS DA PORÇÃO CENTRO-SUL DA MATA ATLÂNTICA E PAMPA BRASILEIRO NO CONTEXTO DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS

RESUMO

O clima é determinante na distribuição geográfica das espécies e, embora elas tenham sido continuamente expostas às alterações climáticas, há uma preocupação crescente em relação ao ritmo acelerado com que têm se processado as mudanças do clima. Com o presente trabalho propõe-se avaliar o nicho climático e o impacto das mudanças climáticas para o período de 2061-2080 sobre as áreas de ocorrência geográfica das espécies indicadoras dos agrupamentos de florestas aluviais da porção centro-sul dos biomas Mata Atlântica e Pampa brasileiro. Foram consideradas 19 variáveis climáticas obtidas do banco de dados do WorldClim, para o clima contemporâneo e futuro. Os nichos climáticos das espécies foram modelados por meio do algoritmo Maxent. A adequabilidade dos ajustes foi verificada por meio da estatística True Skills Statistics. A adequabilidade das espécies do grupo Paraná-Uruguai foi influenciada fortemente por variáveis relacionadas a temperatura, enquanto a adequabilidade das espécies do grupo Atlântico relacionou-se com precipitação e temperatura. Estima-se redução na área de adequabilidade climática para a maioria das espécies consideradas, com comportamento semelhante para os dois grupos abordados. As espécies tenderão a ocupar uma posição mais austral, utilizando as áreas de maior altitude, latitude e próximas ao litoral do Brasil como refúgios climáticos, destacando essas áreas como estratégicas para a conservação.

Palavras-chave: Aluvial. Nicho climático. Modelagem. Refúgios climáticos.

2.1 INTRODUÇÃO

Considerando a premissa de que o clima é o principal fator que determina a distribuição geográfica das espécies em escala regional e continental, a expansão e a contração na área de ocorrência de populações de plantas e animais têm sido fortemente relacionadas às mudanças climáticas (PEARSON; DAWSON, 2003; GUITÉRREZ; TREJO, 2014). Ainda que as espécies tenham sido continuamente expostas às alterações climáticas ao longo de suas histórias evolutivas, há uma preocupação crescente em relação ao ritmo acelerado de mudanças contemporâneas dos padrões climáticos globais (THUILLER, 2007; MELO et al., 2015; PECL et al., 2017). Com isso, uma das questões cruciais no debate que vem ocorrendo sobre o clima e a biodiversidade diz respeito a capacidade adaptativa das espécies, se estas serão capazes de acompanhar a velocidade com que se processam as mudanças climáticas.

Thuiller (2007) explica que todos os ecossistemas serão atingidos pelas mudanças climáticas, mas que o impacto se dará de diferentes formas em cada um, o que confere um grau de ameaça desconhecido à biota. De forma geral, espera-se o aumento da temperatura global e a variação dos ciclos hidrológicos (BESSAT, 2003). Assim, torna-se evidente que as espécies terão de enfrentar inúmeras pressões ambientais resultantes dessas mudanças e, diante de tal panorama, devemos esperar rearranjos significativos dos biomas brasileiros, com sérias consequências para a manutenção da diversidade biológica e dos serviços ecossistêmicos (NOBRE et al., 2008).

A estreita relação entre a biodiversidade e o clima tem sido amplamente investigada pela comunidade científica por meio de diferentes abordagens. Nesse universo, a modelagem preditiva se apresenta como uma alternativa no que diz respeito à simulação da distribuição de espécies em cenários climáticos futuros e à avaliação do impacto das mudanças climáticas (THOMAS et al., 2004; THUILLER, 2004; GUIBAN; THUILLER, 2005; RONDININI et al., 2006; SIMON et al., 2013). O emprego de técnicas apropriadas de modelagem, de maneira a reduzir as incertezas com a adoção de critérios mais específicos no uso dos modelos e na seleção dos dados geográficos e climáticos (MEDEIROS et al., 2013), aliado ao conhecimento em diversos campos da ciência (e.g., ecológico, paleontológico e evolutivo), tem potencial

para transformar a maneira como avaliamos a vulnerabilidade das espécies às mudanças climáticas (WALTHER et al., 2002; DAWNSON et al., 2011).

Por esse ângulo, é primordial considerar que a vulnerabilidade de uma espécie é uma combinação de fatores extrínsecos, como a velocidade, a magnitude e a natureza das mudanças climáticas (DAWNSON et al., 2011), intrínsecos, relacionados à fisiologia, à diversidade genética e às interações ecológicas (MORITZ; AGUDO, 2013), e de sua capacidade adaptativa (DAWNSON et al., 2011). Assim, a capacidade de resposta frente às adversidades climáticas será definida pela plasticidade ambiental das espécies e poderá culminar em novos padrões de distribuição geográfica em busca de um ótimo climático (THUILLER, 2007; MORITZ; AGUDO, 2013), em adaptações fisiológicas e comportamentais, de maneira a permanecer em áreas já colonizadas, ou ainda em perda de biodiversidade (SALAZAR et al., 2007). Considerando todas as alternativas, a alteração dos padrões de ocorrência das espécies tem sido apontada por diversos estudos (e.g. BEAUMONT et al., 2007; THUILLER, 2007; ALEIXO et al., 2010; LEMES; LOYOLA, 2014) como um dos principais efeitos esperados no cenário de aquecimento global.

A sazonalidade dos elementos climáticos como temperatura, umidade relativa e radiação pode alterar o comportamento fisiológico das plantas (CARON et al., 2014). As mudanças climáticas, em especial as altas temperaturas e os menores índices pluviométricos, podem causar incremento de estresse hídrico e nutricional. O aumento da temperatura, acima dos valores ótimos para o desenvolvimento de dada espécie, tem efeitos deletérios para seu crescimento, com danos ao aparelho fotossintético devido a danos nas membranas tilacóides ou proteínas ligadas à membrana (KLUGE et al., 2015; MARTINEZ et al., 2015). Situações extremas de temperatura podem acarretar fechamento dos estômatos e redução da entrada de carbono, provocando redução da taxa fotossintética e da concentração de clorofila e diminuição do ganho de carbono líquido pela planta. Além disso, a elevação da temperatura aumenta a taxa de uso da água, reduzindo a eficiência de seu uso (MARTINEZ et al., 2015). Wheeler et al. (2000) afirmam que o aumento da temperaturura pode afetar as fases mais sensíveis do desenvolvimento das plantas, a exemplo da floração, com possibilidade de redução significativa da produção de sementes em função da interrupção da polinização ou da perda de viabilidade do pólen. Ademais, as mudanças nos padrões de florescimento podem afetar outros padrões das plantas, incluindo interações interespecíficas (WHEELER; REYNOLDS, 2013).

Em conjunto com a fragmentação de habitats, com o uso exaustivo dos recursos naturais e com a invasão biológica, as mudanças climáticas têm levado à perda de biodiversidade e conduzido muitas espécies à extinção (BRODIE et al., 2012; LEMES; LOYOLA, 2014). Ainda que a biodiversidade seja ameaçada por diversos agentes, em longo prazo, os efeitos das alterações climáticas tendem a se tornar mais proeminentes em relação aos outros fatores (THUILLER, 2007). Diante dessa problemática, uma melhor compreensão de como as espécies responderão ao clima futuro, aliada a identificação de áreas com alto valor de conservação com base em sua vulnerabilidade climática, se mostra de extrema importância para a mitigação de impactos (FELLEY et al., 2012) e para a conservação da biodiversidade.

Considerando o exposto, com o presente trabalho propõe-se avaliar o nicho climático e o impacto das mudanças climáticas para o período de 2061-2080 sobre as áreas de ocorrência geográfica das espécies arbóreas indicadoras das florestas aluviais da porção centro-sul dos biomas Mata Atlântica e Pampa brasileiro. Esperamos que a área de ocorrência potencial das espécies estudadas seja alterada em função das mudanças climáticas previstas para o período de 2061-2080. Esperamos também que o grupo da bacia Paraná-Uruguai seja mais impactado em função de seu caráter subtropical, com maiores reduções das áreas de adequabilidade climática das espécies indicadoras a ele associadas, considerando a expectativa de que o clima seja mais quente. Esperamos, ainda, que a adequabilidade climática das espécies da bacia Paraná-Uruguai e da bacia do Atlântico esteja associada, respectivamente, a variáveis de precipitação e de temperatura, em função do caráter subtropical do primeiro, e do caráter tropical do segundo.

Dessa forma, pretende-se, com este trabalho, responder quatro questões principais: i) As mudanças climáticas provocarão alterações sobre a área de distribuição geográfica potencial das espécies arbóreas indicadoras das florestas aluviais da bacia Paraná-Uruguai e da bacia do Atlântico? ii) Qual grupo florístico de florestas aluviais será potencialmente mais impactado pelas mudanças climáticas? iii) Quais espécies arbóreas terão mais alterações em sua área de adequabilidade climática? iv) Quais variáveis climáticas estão relacionadas a adequabilidades climática das espécies arbóreas indicadoras das florestas aluviais da bacia Paraná-Uruguai e da bacia do Atlântico?

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

Visando avaliar o impacto de mudanças climáticas sobre as florestas aluviais da porção centro-sul dos biomas Mata Atlântica e Pampa brasileiro, foram selecionadas as espécies arbóreas indicadoras dos agrupamentos de florestas aluviais identificados por Silva et al. (no prelo). Conforme já elucidado por Hill et al. (1975), espécies indicadoras são aquelas com preferências ecológicas que podem identificar as condições e peculiaridades ambientais. Assim, de forma a caracterizar as diferentes condições ambientais existentes nos agrupamentos de florestas aluviais observados, trabalhou-se com as espécies arbóreas altamente indicadoras de cada agrupamento ($p < 0,01$): *Gymnanthes klotzschiana* Müll.Arg., *Allophylus edulis* (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl., *Vitex megapotamica* (Spreng.) Moldenke, *Campomanesia xanthocarpa* (Mart.) O.Berg e *Eugenia uniflora* L. atuaram como indicadoras do grupo de florestas aluviais da bacia Paraná-Uruguai; e *Andira fraxinifolia* Benth, *Pera glabrata* (Schott) Baill., *Aniba firmula* (Nees & Mart.) Mez, *Cecropia glaziovii* Snethl., *Hyeronima alchorneoides* Allemão, *Inga edulis* Mart., *Nectandra oppositifolia* Nees, *Tapirira guianensis* Aubl., *Calophyllum brasiliense* Cambess., *Guatteria australis* A.St.-Hil., *Inga thibaudiana* DC., *Lecythis pisonis* Cambess., *Myrcia racemosa* (O.Berg) Kiaersk., *Pseudopiptadenia contorta* (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima, *Simarouba amara* Aubl., *Tabebuia cassinoides* (Lam.) DC., *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Mull.Arg., *Annona dolabripetala* Raddi, *Coussapoa microcarpa* (Schott) Rizzini, *Euterpe edulis* Mart., *Garcinia gardneriana* (Planch. & Triana) Zappi, *Pseudobombax grandiflorum* (Cav.) A.Robyns e *Pterocarpus rohrii* Vahl figuraram como indicadoras do grupo de florestas aluviais da bacia do Atlântico. O grupo de florestas aluviais da bacia Paraná-Uruguai esteve fortemente associado a áreas com caráter subtropical (temperado), enquanto o grupo de florestas aluviais da bacia do Atlântico demonstrou forte associação com áreas sob condições tropicais, predominantes no domínio da bacia atlântica. A adoção da significância (p) como fator de corte para a seleção das espécies se deu, pelo entendimento de que, neste critério, há menor subjetividade. O enquadramento de espécies como indicadoras com base em seu valor indicador requeriria a adoção de um valor de corte, estabelecido subjetivamente. Além disso, se analisado isoladamente, o valor indicador em si, mesmo que elevado, não significa que uma espécie seja de fato indicadora, pois, se a mesma possui alto valor indicador em todos os agrupamentos considerados, ela não

seria indicadora de nenhum destes, uma vez que, conforme exposto por Dufrene e Legendre (1997), uma espécie indicadora é aquela que tem especificidade a um tipo de ambiente/habitat e, assim, sua presença ou abundância pode ser utilizada para indicar aquele determinado ambiente/habitat.

Os locais de ocorrência das espécies foram extraídos do Botanical Information and Ecology Network (BIEN) (DEWALT et al., 1999; ENQUIST; BOYLE, 2012; FEGRAUS, 2012; SPECIESLINK, 2012; ANDERSON-TEIXEIRA et al., 2015; ENQUIST et al., 2016; GBIF.org, 2018). A partir de informações de herbários, inventários florestais e floras regionais, o BIEN apresenta dados georreferenciados da biodiversidade global, verificados quanto à nomenclatura taxonômica e informações geográficas válidas (ENQUIST et al., 2016). Apenas para *Eugenia uniflora*, não disponível no BIEN na época das análises, os dados foram extraídos do Global Biodiversity Information Facility (GBIF.org, 2019). Para remoção de vieses de amostragem, os dados foram espacialmente filtrados, considerando uma resolução de 10 minutos (AIELLO-LAMMENS et al., 2015). Os dados de ocorrência geográfica das espécies passaram por uma rigorosa checagem, sendo mantidas apenas as áreas de ocorrência natural com base na Flora do Brasil 2020 (2017).

Para a modelagem do nicho climático, foram consideradas 19 variáveis climáticas obtidas do banco de dados do WorldClim (HIJMANS et al., 2005), na resolução de 10 minutos, para o clima contemporâneo e para o clima futuro (período de 2061-2080): bio1 (temperatura média anual), bio2 (média da amplitude térmica diária), bio3 (isotermalidade), bio4 (sazonalidade térmica), bio5 (temperatura máxima no mês mais quente), bio6 (temperatura mínima no mês mais frio), bio7 (amplitude térmica anual), bio8 (temperatura média no trimestre mais úmido), bio9 (temperatura média no trimestre mais seco), bio10 (temperatura média no trimestre mais quente), bio11 (temperatura média no trimestre mais frio), bio12 (precipitação anual), bio13 (precipitação no mês mais úmido), bio14 (precipitação no mês mais seco), bio15 (sazonalidade da precipitação), bio16 (precipitação no trimestre mais úmido), bio17 (precipitação no trimestre mais seco), bio18 (precipitação no trimestre mais quente) e bio19 (precipitação no trimestre mais frio). Para eliminar o problema de multicolinearidade das variáveis climáticas explicativas (GRAHAM, 2003), foram determinados os Fatores de Inflação da Variância (VIF), sendo removidas aquelas altamente correlacionadas entre si ($VIF > 10$) (QUINN; KEOUGH, 2002; DORMANN et al., 2013; JAMES et al., 2014) para cada uma das espécies indicadoras

consideradas. O VIF apresenta como menor valor possível 1, traduzindo a ausência de multicolinearidade. O valor de VIF é dado por $1/(1-r_i^2)$, sendo que r_i^2 representa o coeficiente de determinação da variável preditora em relação às demais variáveis (DORMANN et al., 2013; JAMES et al., 2014; BRUCE; BRUCE, 2017).

Como usual em estudos de modelagem climática de distribuição geográfica das espécies, para a aplicação dos modelos foram adotadas duas premissas: i) as espécies estão em equilíbrio; ii) as espécies não se adaptam. Os nichos climáticos das espécies foram modelados por meio do algoritmo de Máxima Entropia (Maxent) (PHILLIPS et al., 2006; PHILIPS et al., 2017; PHILIPS et al., 2018), utilizando-se 10.000 pseudo-ausências (THUILLER, 2003; LOBO; TOGNELLI, 2011) distribuídas de forma aleatória, em um raio de 500 km no entorno de cada observação de ocorrência (VANDERWAL et al., 2009). Foram realizadas cinco rodadas de calibração (70% dos dados) e teste dos ajustes (30% dos dados). A adequabilidade dos ajustes gerados foi verificada por meio da estatística TSS (True Skills Statistics), que varia de -1 a 1 (ALLOUCHE et al., 2006), sendo 1 o valor do ajuste perfeito. Assim, com o propósito de reduzir as incertezas preditivas inerentes a cada ajuste, a projeção das áreas de ocorrência espacial potencial foi realizada a partir do consenso dos mesmos, por meio da média das estimativas de adequabilidade climática dos diferentes ajustes considerados ($TSS > 0,4$) (LANDIS; KOCH, 1977). A partir dos ajustes com $TSS > 0,4$, foram determinadas as variáveis bioclimáticas com maior influência na área de adequabilidade climática, sendo construídas curvas de resposta entre a estimativa de adequabilidade climática e as variáveis mais explicativas para cada uma das espécies.

Visando quantificar os impactos das mudanças climáticas sobre a área de ocorrência potencial das espécies através de predições futuras, com base no relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2014) e no modelo de circulação atmosférica HADGEM2-ES, do MET OFFICE do Reino Unido, foi considerado o cenário mais pessimista (RCP 8.5 - Representative Concentration Pathways) de mudanças climáticas para o período de 2061-2080. Neste cenário, considera-se que a humanidade não adotará estratégias de mitigação das mudanças climáticas, ocasionando, com o aumento da população, o aumento da emissão dos gases causadores do efeito estufa. Considera-se, ainda, que o aumento da temperatura pode ser superior a ordem de 4 °C (CHOU et al., 2014; MARENGO et al., 2014).

A escolha do cenário mais pessimista (RCP 8.5) se deu em função deste ser tido como um cenário com perspectiva bastante realista em função do caminho que a humanidade vem trilhando. Em estudo conduzido por Schwalm et al. (2020), que abordou a emissão cumulativa de gás carbônico (CO₂) e o cenário RCP 8.5, os autores afirmam que este cenário é a escolha mais útil para orientar políticas climáticas por ser consistente com as emissões cumulativas de gás carbônico dos últimos 15 anos e com os compromissos governamentais assumidos pelos países até 2050. Nessa perspectiva, os mesmos autores comentam que horizontes de tempo mais curtos, como o período adotado de 2061-2080, são altamente relevantes para guiar as decisões da sociedade.

As projeções consensuais foram produzidas para as espécies indicadoras dos dois agrupamentos cujos ajustes apresentaram TSS > 0,4 e possuíram mais do que 100 ocorrências espacialmente filtradas. Assim, foram consideradas cinco espécies para o grupo Paraná-Uruguai e 16 espécies para o grupo Atlântico. Além das diferenças florísticas existentes entre os domínios fitogeográficos, a discrepância no número de espécies indicadoras pode estar relacionada à diferença do número de áreas dos agrupamentos. De forma geral, é mais difícil ter-se espécies indicadoras no caso de grupos formados por um maior número de áreas, em função da maior diversidade de ambientes, quando comparado a grupos formados por um menor número de áreas. Para estas espécies, para o presente e futuro, foram produzidos mapas binários (presença e ausência), considerando as áreas adequadas para a ocorrência das mesmas aquelas cuja estimativa de adequabilidade tenha sido maior do que 50%. Em seguida, os mapas foram sobrepostos, de maneira a quantificar a proporção de pixels perdidos, pixels ganhos e pixels estáveis para todas as espécies, traduzindo a área de adequabilidade climática de cada uma. Possíveis diferenças do impacto das mudanças sobre os grupos de espécies (Bacia Paraná-Uruguai e Bacia Atlântico) foram verificadas por meio de um boxplot e teste Mann-Whitney, uma vez que os dados não apresentaram normalidade.

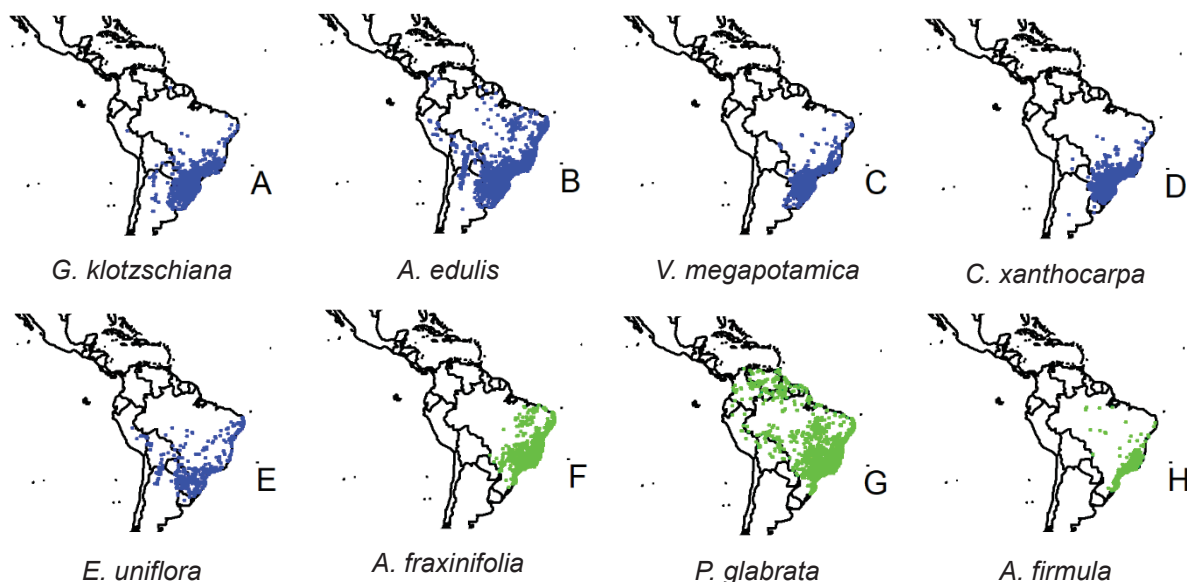
As análises foram realizadas na linguagem de programação R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019), utilizando-se os pacotes usdm (NAIMI et al., 2014), raster (HIJMANS, 2019), biomod2 (THUILLER et al., 2016), spThin (AIELLO-LAMMENS et al., 2019), BIEN (MAITNER, 2018) e rgbif (CHAMBERLAIN et al., 2019).

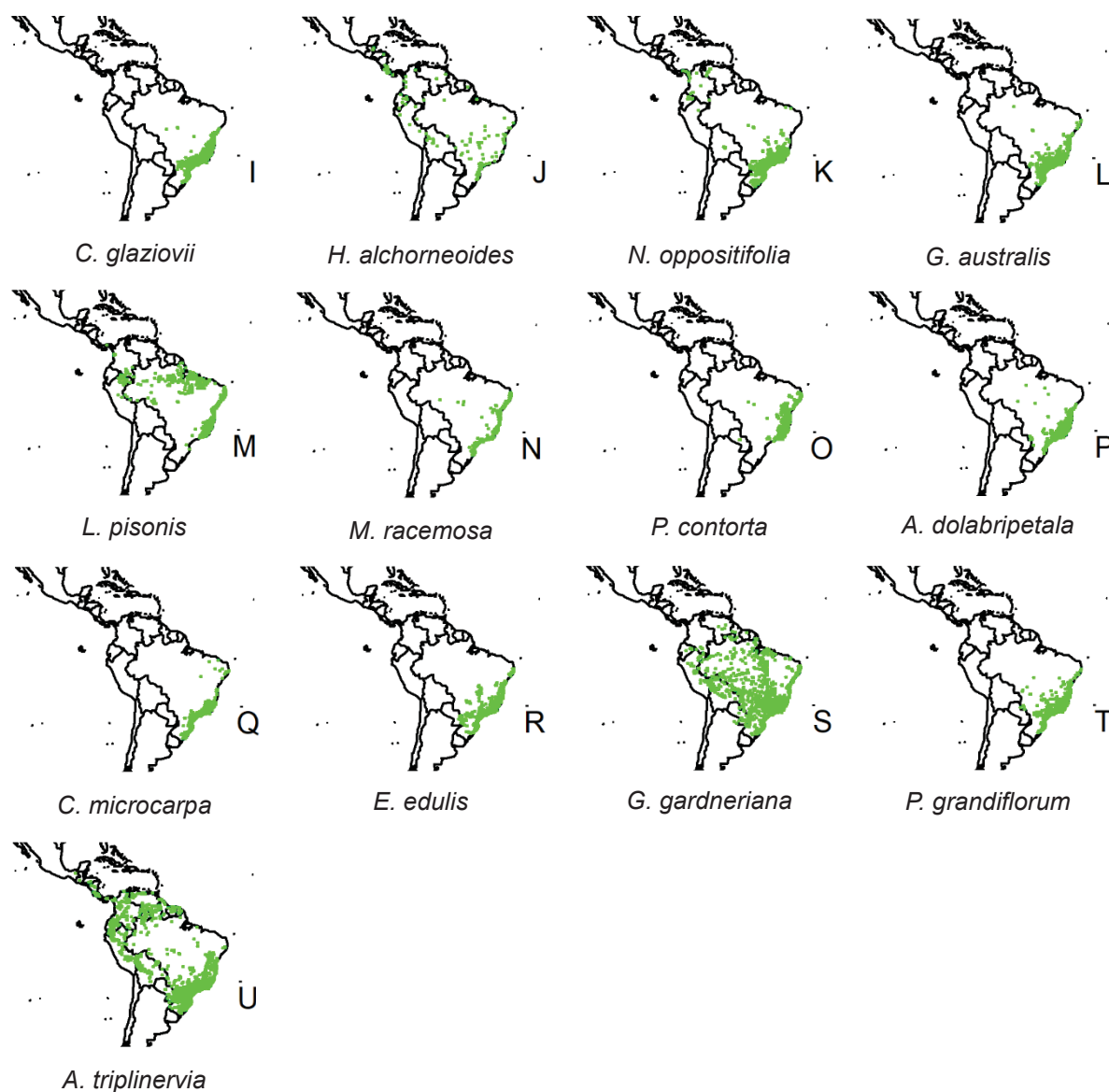
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após a filtragem espacial, o número de ocorrências geográficas das espécies arbóreas das áreas aluviais variou de 59 (*Tabebuia cassinoides*) a 984 (*Alchornea triplinervia*).

A partir dos dados de ocorrência, verificou-se que as espécies indicadoras da bacia Paraná-Uruguai (A-E) se concentraram, predominantemente, na região Sul do território brasileiro, ocorrendo tanto na porção costeira quanto na porção continental (FIGURA 5). Assim, observa-se predomínio de ocorrências destas espécies em regiões subtropicais. Por sua vez, as espécies indicadoras da bacia do Atlântico (F-U) apresentaram, no geral, distribuição mais ampla em termos de região, porém, com concentração expressiva ao longo da costa atlântica. Estão, portanto, mais relacionadas à maior tropicalidade.

FIGURA 5 - ÁREAS DE OCORRÊNCIA GEOGRÁFICAS DAS ESPÉCIES INDICADORAS DO GRUPO DE FLORESTAS ALUVIAIS DA BACIA PARANÁ-URUGUAI (A-E) E INDICADORAS DO GRUPO DE FLORESTAS ALUVIAIS DA BACIA DO ATLÂNTICO (F-U), QUE FORAM UTILIZADAS PARA AS PROJEÇÕES DE ADEQUABILIDADE CLIMÁTICA CONTEMPORÂNEA E FUTURA (PERÍODO DE 2061-2080), CONSIDERANDO O CENÁRIO RCP 8.5.



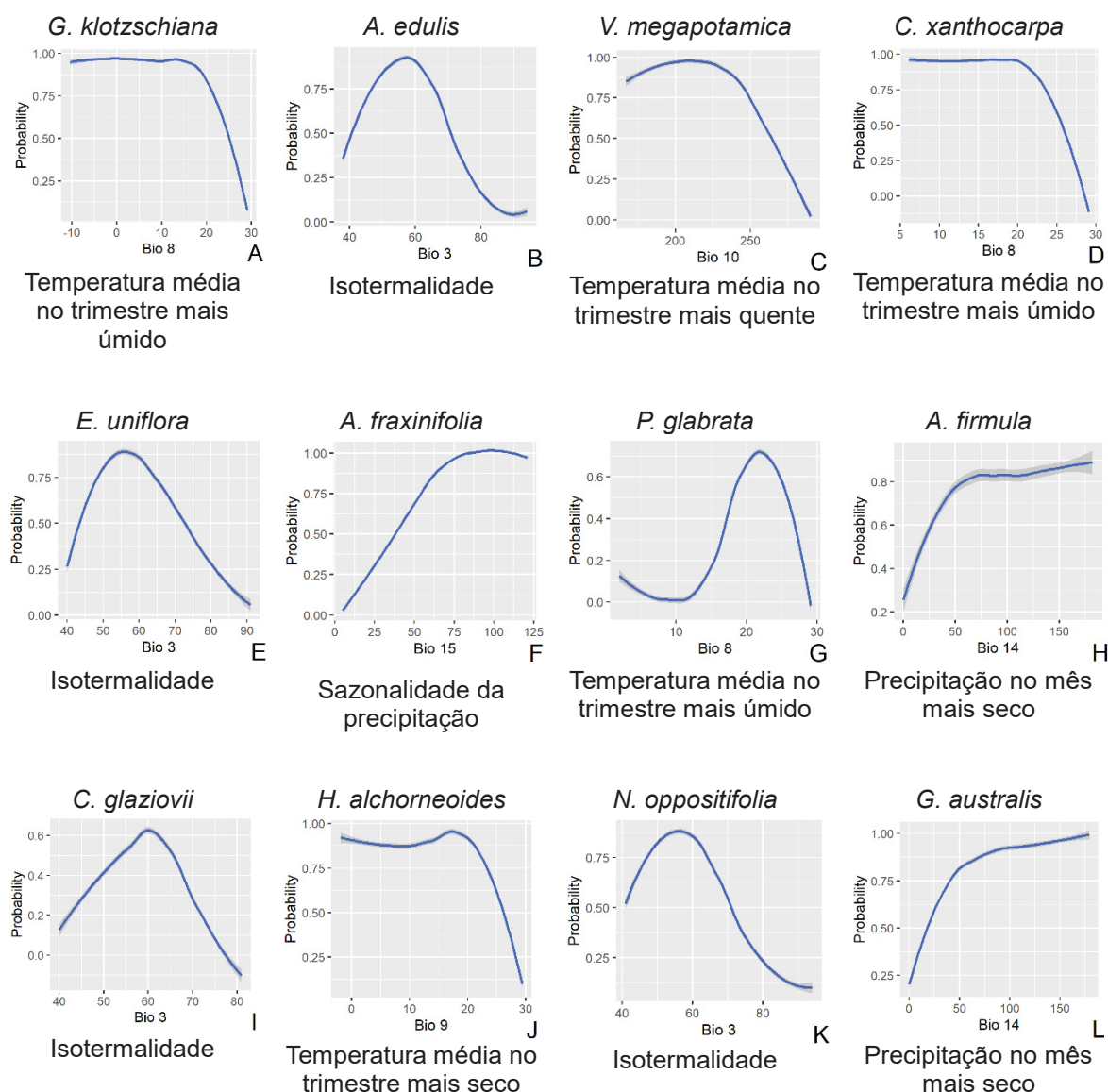


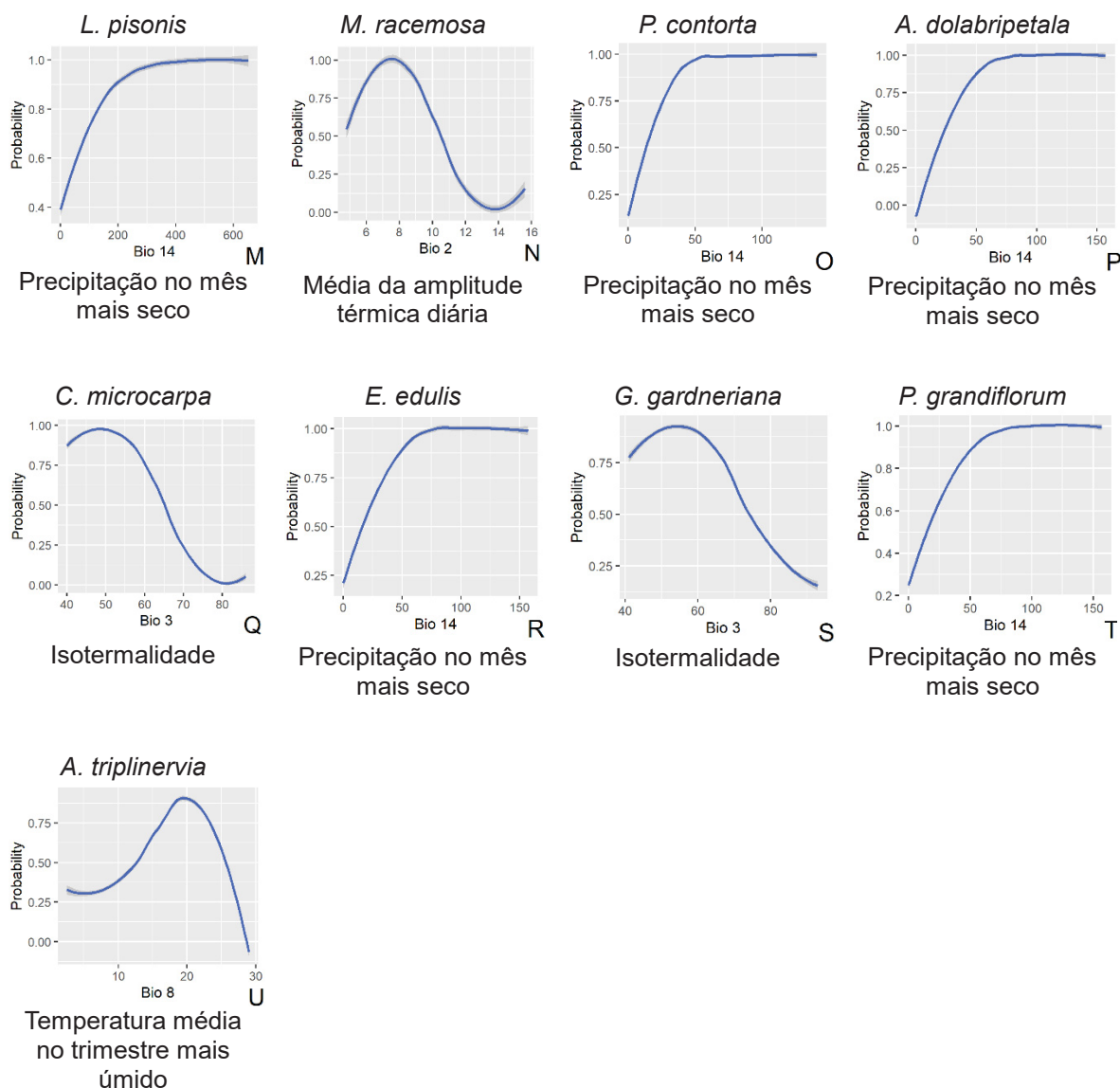
FONTE: A autora (2020).

Quando se observam as variáveis bioclimáticas que influenciam nestes padrões de distribuição, verifica-se que no grupo Paraná-Uruguai, as variáveis de temperatura foram mais influentes, enquanto no grupo da bacia do Atlântico, além de variáveis relacionadas à temperatura, as variáveis de precipitação também se destacaram (FIGURA 6). Por meio da análise das curvas de estimativa de adequabilidade climática para as espécies indicadoras da bacia Paraná-Uruguai (A-E), verifica-se que a distribuição geográfica das espécies do agrupamento está associada a temperaturas mais amenas no verão (condições subtropicais) e a variações medianas entre amplitudes térmicas diárias e anuais (isotermalidades

medianas). Assim, a isothermalidade (bio 3) e a temperatura média no trimestre mais úmido (bio 8) se destacaram entre as espécies indicadoras desta bacia.

FIGURA 6 - ESTIMATIVA DE ADEQUABILIDADE CLIMÁTICA, DE ACORDO COM OS AJUSTES DO MAXENT COM TSS > 0,4, EM FUNÇÃO DAS VARIÁVEIS DE MAIOR PODER EXPLICATIVO, PARA AS ESPÉCIES INDICADORAS DO GRUPO DE FLORESTAS ALUVIAIS DA BACIA PARANÁ-URUGUAI (A-E) E ESPÉCIES INDICADORAS DO GRUPO DE FLORESTAS ALUVIAIS DA BACIA DO ATLÂNTICO (F-U), QUE FORAM UTILIZADAS PARA AS PROJEÇÕES DE ADEQUABILIDADE CLIMÁTICA CONTEMPORÂNEA E FUTURA (PERÍODO DE 2061-2080), CONSIDERANDO O CENÁRIO RCP 8.5 (BIO2, BIO8, BIO9, BIO10: EM °C; BIO3, BIO 15: EM %; BIO14: EM MM).





FONTE: A autora (2020).

Para a espécie de maior valor indicador do grupo da bacia Paraná-Uruguaí, *Gymnanthes klotzschiana*, assim como para *Campomanesia xanthocarpa*, a estimativa foi adequada até a faixa, aproximada, de temperatura média de 20°C no trimestre mais úmido (que geralmente é o verão). Com o aumento da temperatura além dessa faixa, a estimativa de adequabilidade das espécies é drasticamente reduzida. Desta forma, *G. klotzschiana* e *C. xanthocarpa* se mostraram intolerantes a locais com altas temperaturas no período mais chuvoso do ano. Para *Vitex megapotamica*, com maior influência da temperatura no trimestre mais quente (também normalmente o verão), o comportamento é semelhante, porém, com o ótimo climático por volta dos 21°C de temperatura média. Somente *Allophylus edulis* e

Eugenia uniflora possuíram como maior influência a isothermatidade, com ótimos de adequabilidade climática entre os valores de 50 e 60%. A isothermalidade, que é a diferença entre a amplitude térmica diária e a amplitude térmica anual, se relaciona ao efeito da tropicalidade. Dessa forma, são espécies que possuem menor tolerância a condições de maior tropicalidade.

A sensibilidade às elevadas temperaturas evidenciada pela modelagem sugere que as espécies indicadoras da bacia Paraná-Uruguaí são intolerantes ao aumento da temperatura. Como exemplo, em estudo que analisou a dendroecologia de *Gymnanthes klotzschiana*, Kanieski et al. (2017) concluíram que temperaturas muito altas nos meses mais quentes são prejudiciais para o crescimento do diâmetro da espécie, ao passo que a ocorrência de precipitação no inverno, desde que em níveis não elevados, apresenta efeito positivo sobre o seu crescimento. Nesse sentido, a variável climática mais fortemente associada à espécie pode explicar a sua ocorrência preferencial na região Sul do Brasil, caracterizada pelo caráter subtropical.

Para o agrupamento da bacia do Atlântico (F-U), além de variáveis relacionadas a temperatura, a precipitação também influenciou nos padrões de adequabilidade climática. A precipitação no mês mais seco (bio 14) foi a variável mais frequente entre as espécies (sete espécies), de forma que a maioria se mostrou gradualmente intolerante a um mês cuja precipitação mínima seja menor do que, aproximadamente, 50 mm. A isothermalidade também se destacou, influenciando significativamente a adequabilidade climática de quatro espécies. A temperatura média no trimestre mais úmido influenciou, sob o ponto de vista climático, a ocorrência de duas espécies, enquanto que temperatura média no trimestre mais seco e média da amplitude térmica diária afetaram a ocorrência de uma espécie cada.

Ainda para este agrupamento, a variável sazonalidade da precipitação, que indica a existência de uma estação mais chuvosa e de outra menos chuvosa, se mostrou fortemente associada a espécie de maior valor indicador, *Andira fraxinifolia*. Por meio da interpretação da curva resposta desta espécie, evidencia-se que a distribuição regular de chuvas ao longo do ano atua como fator limitante para a sua ocorrência. Em contrapartida, situações de alta estacionalidade pluviométrica anual favorecem a sua ocorrência, com máxima expressão em circunstâncias de grande desigualdade, em que a variação do período mais chuvoso em relação ao período menos chuvoso está compreendida no intervalo de 75 a 115%. A ação da convergência intertropical no verão eleva muito os quantitativos de precipitação em

relação ao inverno, representando, frequentemente, índices pluviométricos três vezes maiores. A variável climática mais explicativa para a espécie sugere que a sua ocorrência está associada, predominantemente, às áreas acima do trópico de Capricórnio, portanto, sob condições tropicais.

A maior parte das espécies do agrupamento - *Aniba firmula*, *Guatteria australis*, *Lecythis pisonis*, *Pseudopiptadenia contorta*, *Annona dolabripetala*, *Euterpe edulis* e *Pseudobombax grandiflorum* - demonstraram forte relação com a variável precipitação no mês mais seco. É possível observar que a estimativa de adequabilidade climática das referidas espécies é reduzida em situações de baixa precipitação no mês mais seco (< 50 mm), apresentando uma faixa ótima a partir de, aproximadamente, 75 mm. A sensibilidade ao regime de precipitação evidenciada pela modelagem sugere que essas espécies são intolerantes a eventos de secas extremas.

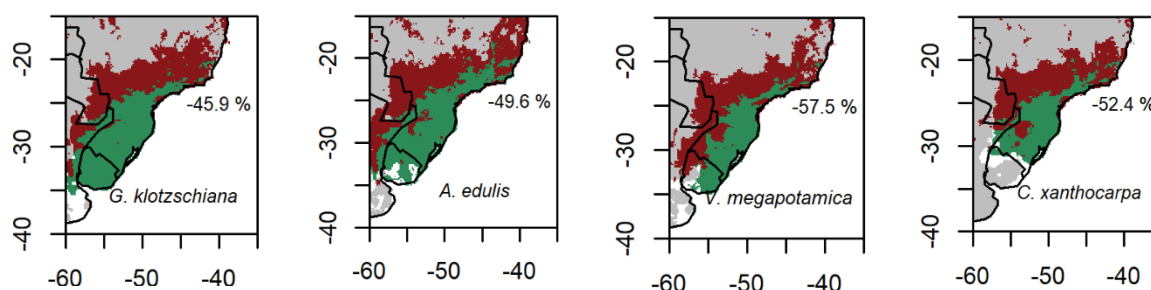
A variável isothermalidade demonstrou grande influência sobre a adequabilidade climática de *Cecropia glaziovii*, *Nectandra oppositifolia*, *Coussapoa microcarpa* e *Garcinia gardneriana*, repetindo, basicamente, o mesmo padrão de comportamento apresentado pelas espécies do grupo Paraná-Uruguai, relacionado a existência de variações entre a amplitude térmica diária e a amplitude térmica anual. Além dos fatores de tropicalidade relacionados à latitude, a isothermalidade pode estar relacionada à altitude. Disso, depreende-se que as espécies fortemente relacionadas a essa variável são associadas a menores altitudes pelo fato de estas apresentarem menores amplitudes de temperatura diária, sendo, por outro lado, intolerantes a maiores altitudes, relacionadas a maiores amplitudes térmicas. Nesse mesmo segmento, a probabilidade de ocorrência de *Myrcia racemosa* apresentou forte relação com a amplitude térmica média diária, atingindo maiores probabilidade de ocorrência em condições de baixa amplitude térmica. Disso resulta que, locais de baixa altitude e com ausência de eventos de secas extremas se mostram adequados para a ocorrência de grande parte das espécies atlânticas.

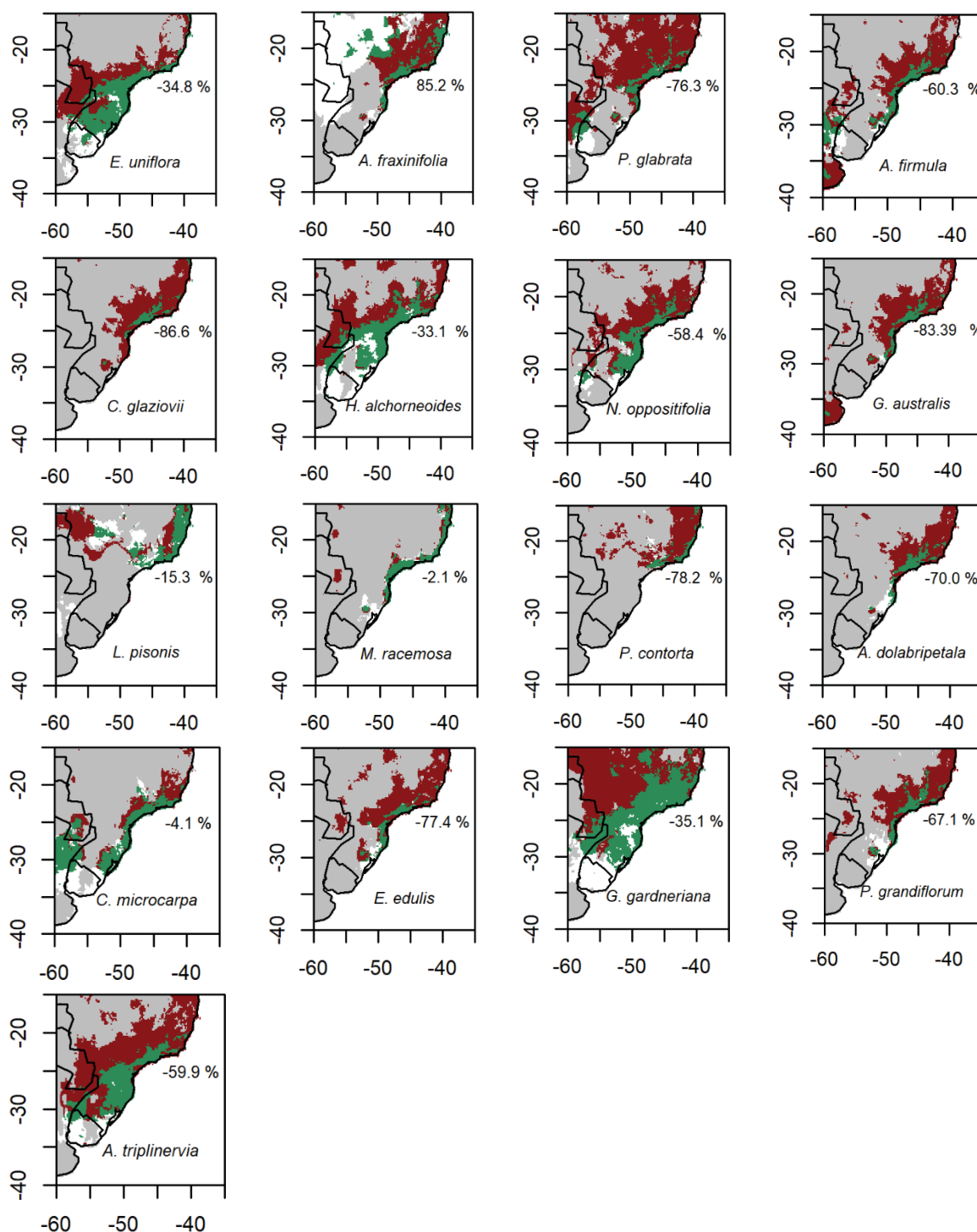
No entanto, outros fatores, relacionados à temperatura, também influenciaram no grupo de espécies da bacia do Atlântico. *Pera glabrata* e *Alchornea triplinervia* estiveram mais relacionadas à temperatura média no trimestre mais úmido, com os ótimos de temperatura em torno de 22°C e 20°C, respectivamente. *Hyeronima alchorneoides* apresentou forte associação com a temperatura média no trimestre mais seco. A espécie demonstrou maior adequabilidade climática sob temperaturas amenas, com o ótimo climático em torno de 20°C. Com o aumento da temperatura

além dessa faixa, a probabilidade de ocorrência da espécie é reduzida significativamente.

Para o período de 2061-2080, estima-se uma redução na área de adequabilidade climática para a maioria das espécies indicadoras consideradas, em ambos os agrupamentos (FIGURA 7). No grupo Paraná-Uruguai, *Vitex megapotamica* (-57,5%), e *Campomanesia xanthocarpa* (-52,4%) destacaram-se em termos de redução de área de ocorrência potencial. Já para o grupo Atlântico, as maiores perdas foram estimadas para *Cecropia glaziovii* (-86,6%) e *Guatteria australis* (-83,4%). As espécies menos sensíveis às mudanças climáticas para a bacia Paraná-Uruguai e para a bacia do Atlântico foram, respectivamente, *Eugenia uniflora* (-34,8%) e *Myrcia racemosa* (-2,1%). A única espécie que apresentou aumento de área de adequabilidade climática foi *Andira fraxinifolia* (+85,2%), indicadora da Bacia do Atlântico, com expansão significativa na área do Brasil Central.

FIGURA 7 - IMPACTO DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS (RCP 8.5), PARA O PERÍODO DE 2061-2080, SOBRE A ÁREA DE ADEQUABILIDADE CLIMÁTICA DAS ESPÉCIES ALUVIAIS INDICADORAS DA BACIA DO PARANÁ-URUGUAI (*Gymnanthes klotzschiana*; *Allophylus edulis*; *Vitex megapotamica*; *Campomanesia xanthocarpa*; *Eugenia uniflora*) E INDICADORAS DA BACIA DO ATLÂNTICO (*Andira fraxinifolia*; *Pera glabrata*; *Aniba firmula*; *Cecropia glaziovii*; *Hyeronima alchorneoides*; *Nectandra oppositifolia*; *Guatteria australis*; *Lecythis pisonis*; *Myrcia racemosa*; *Pseudopiptadenia contorta*; *Annona dolabripetala*; *Coussapoa microcarpa*; *Euterpe edulis*; *Garcinia gardneriana*; *Pseudobombax grandiflorum*; *Alchornea triplinervia*) (VERDE: ÁREAS ESTÁVEIS, QUE APRESENTAM O CLIMA FAVORÁVEL E CONTINUARÃO APRESENTANDO NO FUTURO; CINZA: ÁREAS ESTÁVEIS, QUE NÃO APRESENTAM O CLIMA FAVORÁVEL E CONTINUARÃO NÃO APRESENTANDO NO FUTURO; VERMELHO: ÁREAS INSTÁVEIS, QUE DEIXARÃO DE APRESENTAR CONDIÇÕES FAVORÁVEIS PARA A OCORRÊNCIA DA ESPÉCIE; BRANCO: ÁREAS INSTÁVEIS, QUE PASSARÃO A APRESENTAR CONDIÇÕES CLIMÁTICAS FAVORÁVEIS).





FONTE: A autora (2020).

Assim, com exceção de *A. fraxinifolia*, que apresentou ganho de área de ocorrência potencial, as demais espécies avaliadas no presente estudo apresentaram estimativa de perda de área de adequabilidade climática, com valores variando de -2,1% (*Myrcia racemosa*) a -86,6% (*Cecropia glaziovii*). Entre as 21 espécies consideradas, apenas oito apresentaram perda de áreas climaticamente adequadas

inferiores a 50%, ao passo que 13 espécies apresentaram estimativas de perda superiores a 50%. Essa tendência de perda de áreas de ocorrência também foi observada por Velazco et al. (2019) ao avaliarem a vulnerabilidade de espécies do Cerrado às mudanças climáticas, culminando, segundo os autores, em alterações nos padrões de distribuição das espécies. Dentre outras consequências, a perda de áreas pode afetar a taxa de crescimento populacional, diminuir o comprimento e a diversidade da cadeia trófica, alterar os padrões de polinização e dispersão e modificar as relações de predação e competição entre as espécies, pois, em maior ou menor escala, uma espécie influencia e é influenciada, direta ou indiretamente, pela presença das demais espécies (FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007). As espécies-chave, em especial, por desempenharem papel vital na estrutura, funcionamento e produtividade dos ecossistemas, assumem grande importância nesse cenário (SANTOS, 2010). Estas espécies influenciam diretamente uma gama de outras, de modo que, seu desequilíbrio ou extinção seria capaz de desencadear um espiral de extinções, o que, em algum momento, poderia levar o ecossistema ao colapso (BRAGA, 2018).

Para o grupo Paraná-Uruguaí, as áreas estáveis ficaram concentradas, sobretudo, na região Sul, abrangendo desde o litoral até os maiores patamares altitudinais. Já as áreas instáveis, que apresentarão perda de adequabilidade climática, ocorreram nas diferentes regiões brasileiras acima do trópico de Capricórnio, com maior expressão em parte da região Sudeste e em parte da região Centro Oeste, que apresentarão maior elevação da temperatura. Essa tendência de aquecimento também foi observada por Melo et al. (2015) ao projetarem cenários climáticos futuros para o Paraná. Os mesmos autores consideram o aumento da temperatura preocupante, por desencadear a reorganização dos sistemas naturais. Assim, a perda de áreas de adequabilidade é resultado, em parte, da maior tropicalização, que promoverá mudanças no regime de precipitação e nas temperaturas, fatores que influenciam as espécies. Medeiros et al. (2013) corroboram essa observação ao preverem o incremento nas temperaturas máximas e mínimas anuais e sazonais para a região Sul. Em estudo que investigou a Floresta Atlântica, Colombo e Joly (2010) identificaram um padrão de redução das áreas de ocorrências - variando de 25% a 50% - das espécies consideradas, com migração para as áreas meridionais do Brasil.

Diversos estudos (THOMAS et al., 2004; ROOT et al., 2005; PARMESAN, 2006; LEMES; LOYOLA, 2014) têm destacado que as alterações climáticas podem

afetar profundamente a dinâmica dos ambientes, levando, inclusive, a extinções de espécies, sobretudo em níveis locais. Além disso, é plausível considerar que o impacto sofrido por *Gymnanthes klotzchiana*, espécie de maior valor indicador do agrupamento, terá consequências para todo o ecossistema, uma vez que a espécie ocupa uma posição de grande importância fitossociológica nas comunidades e mantém relações com outras espécies, a exemplo dos pássaros e peixes que se alimentam de suas sementes e de espécies secundárias que são favorecidas por suas características ecológicas no processo de sucessão (CARVALHO, 2003; KIERAS et al., 2018). Nesse mesmo segmento, Warren et al. (2013) preconizam que declínios de determinadas espécies podem perturbar a estrutura, a função e os serviços ecossistêmicos.

Para o grupo Atlântico, as áreas que permanecerão estáveis, com condições climáticas favoráveis, localizam-se, especialmente, nas regiões Nordeste, Sudeste e Sul, mais próximas da porção costeira. As perdas de adequabilidade climática ocorrerão nas áreas instáveis, concentradas, principalmente, nas regiões Nordeste e Sudeste, tanto na porção costeira quanto na porção continental. Algumas áreas instáveis também passarão a apresentar condições climáticas favoráveis para a ocorrência de espécies atlânticas (com destaque para *Andira fraxinifolia*, *Lecythis pisonis*, *Hyeronima alchorneoides* e *Garcinia gardneriana*), estabelecidas, em sua grande maioria, no Brasil central e na região Sul.

Para a maior parte das espécies estudadas, as áreas instáveis, que passarão a apresentar condições climáticas favoráveis, concentram-se, principalmente, no sul. No entanto, para algumas espécies, como *Andira fraxinifolia*, as áreas favoráveis concentram-se, especialmente, na porção norte do território em função da expectativa de que essas áreas se tornem mais quentes em um cenário de aquecimento global, favorecendo, assim, espécies cujo ótimo climático esteja relacionado a maior adequabilidade a climas mais quentes. Contudo, é importante considerar que essa tendência de migração se baseia apenas na questão climática e que, apesar do clima ser determinante, outros fatores influenciam a distribuição das espécies, a exemplo dos padrões de migração, interações intra e interespecíficas, estado de conservação das áreas, dentre outros. A expectativa de deslocamento dos limites de ocorrência geográfica para maiores altitudes e latitudes, em resposta ao aumento das temperaturas, é uma tendência que vem sendo observada para diversas espécies (SIQUEIRA; PETERSON, 2003; KELLY; GOULDEN, 2008; COLOMBO; JOLY, 2010; CHEN et al., 2011; FEELEY et al., 2011; FEELEY et al., 2012; MORITZ; AGUDO, 2013),

e se deve à tendência de maior tropicalidade no futuro. Além disso, a redução de áreas mais continentais pode ser explicada pela diminuição da precipitação nesses locais.

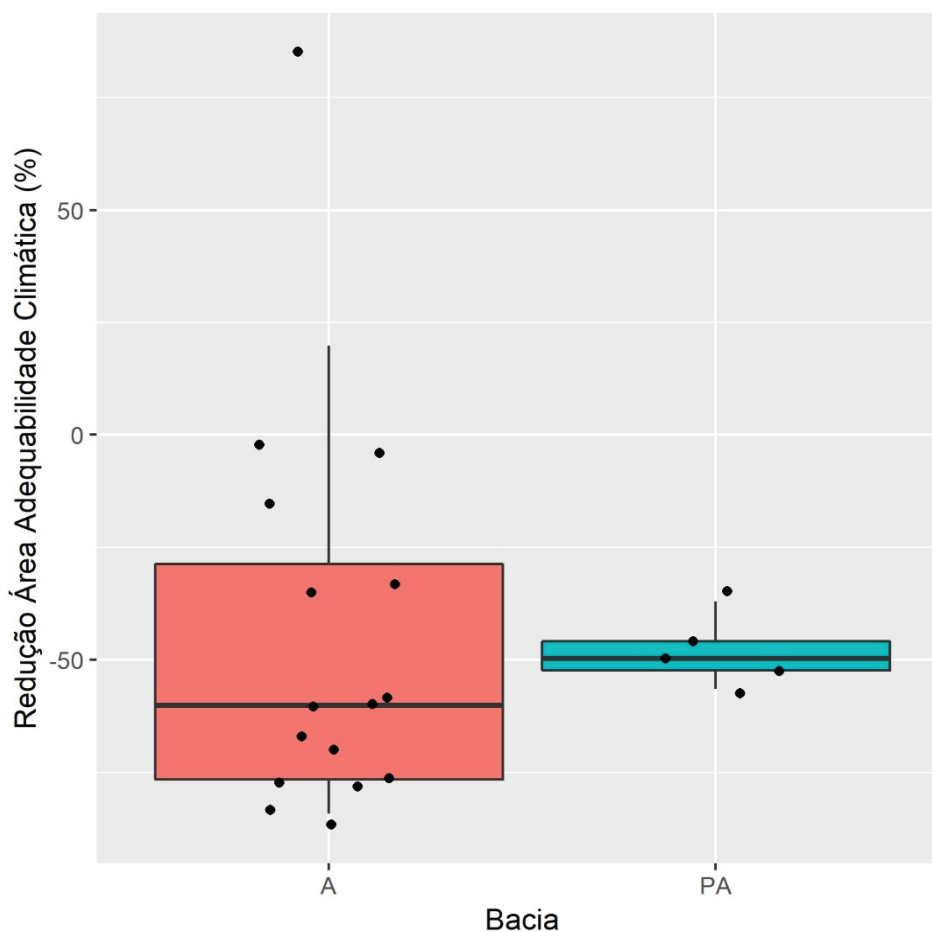
Para o grupo Atlântico, espera-se, para a maioria das espécies, reduções da área de adequabilidade climática entre, aproximadamente, 30 e 77%. Contudo, é possível observar que algumas espécies se encontram fora desse intervalo, e poderão sofrer tanto reduções menores (entre 2 e 15%), quanto reduções maiores (entre 78 e 87%). Na contramão do padrão de perda de áreas de ocorrência do agrupamento, a espécie com maior valor indicador, *A. fraxinifolia*, apresentou ganho superior a metade de sua área de ocorrência, com expectativa de aumento da área de adequabilidade climática em 85,2%. Essa espécie possui elevada amplitude de ocorrência, com distribuição registrada em dezesseis estados brasileiros, sob o domínio de diferentes biomas (MEDEIROS, 2011). Além disso, ela é comum no Cerrado, o que sugere uma grande plasticidade, possuindo bom desenvolvimento em diferentes condições ambientais. Como já comentado, sua ocorrência é limitada pela distribuição homogênea da pluviosidade durante o ano, e favorecida em situações de alta estacionalidade. Dessa forma, como se espera, no futuro, maiores eventos de seca, a espécie irá se beneficiar da maior sazonalidade da pluviosidade, aumentando sua ocorrência.

Para a maior parte das espécies indicadoras da bacia Paraná-Uruguai, espera-se reduções na área de adequabilidade climática na ordem de 45 a 55%, com somente *Eugenia uniflora* e *Vitex megapotamica* apresentando valores discrepantes com os limites estabelecidos para o agrupamento. Observa-se, portanto, que os valores de reduções de adequabilidade climática de ambos os grupos foram variáveis e as médias mais ou menos próximas entre si, o que resultou na não diferença entre os grupos em termos de redução de área de adequabilidade climática.

Apesar da elevada diferença de comportamento entre as espécies, quando se consideram os grupos formados pelas florestas aluviais da bacia Paraná-Uruguai e da bacia do Atlântico, estes se comportam de forma semelhante ($p=0,398$) frente às mudanças climáticas previstas para o período de 2061-2080 (FIGURA 8). Em que pese não haver diferença significativa entre os grupos, é possível observar que o grupo Atlântico se mostrou mais heterogêneo em termos de dispersão dos dados, refletindo a maior variabilidade de respostas do agrupamento, que contemplou desde espécies pouco impactadas, como *M. racemosa* e *C. microcarpa*, e espécies fortemente impactadas em termos de redução de área, como *G. australis* e *C. glaziovii*,

até espécies favorecidas com o aumento de área, como *A. fraxinifolia*. Em contrapartida, o grupo Paraná-Uruguai apresentou uma maior homogeneidade dos dados, com respostas semelhantes das espécies quanto ao impacto das mudanças climáticas, as quais se mostraram medianamente impactadas.

FIGURA 8 - ESTIMATIVA DO IMPACTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE A ÁREA DE ADEQUABILIDADE CLIMÁTICA DOS GRUPOS DE FLORESTAS ALUVIAIS DA BACIA PARANÁ-URUGUAI (PA) E DA BACIA DO ATLÂNTICO (A).



FONTE: A autora (2020).

Esperava-se, considerando a maior tropicalidade do grupo da bacia do Atlântico, que esse tivesse maior adaptabilidade ao aquecimento global, com menores reduções das áreas de adequabilidade climática das espécies indicadoras. No entanto, como as mudanças climáticas não resultam apenas no aquecimento global, mas também nas mudanças dos padrões de precipitação, espécies não adaptadas a secas extremas também terão sua área de adequabilidade reduzida. Nessa mesma linha, referindo-se às mudanças climáticas, Cox e Moore (2009) comentam que algumas espécies, ainda que mais tolerantes a temperaturas mais elevadas, podem apresentar

outras limitações ecológicas capazes de restringir a sua ocorrência e até mesmo influenciar os padrões de organização e distribuição das comunidades florestais. Além disso, é importante destacar que, em ambos os grupos, houve elevada variação dos valores de redução de adequabilidade climática, demonstrando que, para os dois casos, as espécies possuem comportamentos distintos. Isso indica a complexidade dos ecossistemas florestais e a dificuldade de estabelecer padrões para agrupamentos tão heterogêneos. Ademais, é fundamental considerarmos que o fator água confere uma maior singularidade aos ambientes aluviais, o que provoca diferentes respostas por parte da vegetação. Por exemplo, Andrae (1978) discorreu sobre alterações no regime térmico do solo em função, dentre outros fatores, de sua proporção entre ar e água que ocupam o seu espaço poroso. Nesse sentido, dada a maior condutividade térmica (30 vezes maior) e calor específico (quatro vezes maior) da água em relação ao ar, tem-se, em ambientes aluviais, geralmente, uma maior dificuldade de aquecimento do solo.

As áreas de maior altitude, latitude e mais próximas à costa apresentaram maior adequabilidade climática para as espécies arbóreas aluviais abordadas no presente estudo e podem ser consideradas como estratégicas para a conservação, dada a possibilidade de atuarem como refúgios climáticos. Em um cenário de aquecimento global e alterações nos padrões de precipitação, a ocupação dos refúgios climáticos evidencia a importância da proteção dessas áreas por meio da adoção de medidas voltadas para a manutenção da biodiversidade, como a criação de unidades de conservação (MARGULES; PRESSEY, 2000; GONZALEZ et al., 2010; PECL et al., 2017). Entretanto, conforme alertado por Hannah et al. (2007), a efetividade das estratégias de conservação pode ser reduzida quando não integrada à temática de mudanças climáticas. Paralelamente, esforços devem ser direcionados de maneira a: i) minimizar os fatores de estresse que atuam sobre as comunidades vegetais; ii) promover a colonização de áreas em declínio; iii) fomentar a recuperação de áreas estratégicas; iv) propor medidas de redução das emissões dos gases causadores do efeito estufa; v) realizar pesquisas com enfoque na vulnerabilidade das espécies; e vi) possibilitar a conectividade de habitats, de forma a favorecer a dispersão e o fluxo gênico (THUILLER, 2007; HOEGH-GULDBERG et al., 2008). Thomas et al. (2004) postulam que a fragmentação da paisagem poderá prejudicar a capacidade das espécies de chegarem a novas áreas climaticamente adequadas. Assim, o panorama apresentado, com redução significativa de áreas favoráveis à

ocorrência das espécies consideradas, alerta para a necessidade de criação de programas de manejo *ex situ* e *in situ*, de forma a mitigar os efeitos da perda de variabilidade genética (BARBIERI, 2013), considerando que a diversidade genética é essencial no processo adaptativo das espécies e populações (WREGGE et al., 2009).

2.4 CONCLUSÃO

A área de distribuição geográfica potencial das espécies indicadoras de florestas aluviais estudadas será alterada em função das mudanças climáticas esperadas para o período de 2061-2080, resultando na aceitação da primeira hipótese. A maior parte das espécies consideradas no presente estudo tende a apresentar alterações significativas em sua área de adequabilidade climática, com perdas superiores a ordem de 50%. No entanto, não foram verificadas diferenças significativas entre os grupos Paraná-Uruguai e Atlântico em termos de redução na área de adequabilidade climática, o que fez com que a segunda hipótese fosse rejeitada.

No grupo da bacia Paraná-Uruguai, *Vitex megapotamica* e *Campomanesia xanthocarpa* apresentaram as maiores reduções de área de adequabilidade climática, na ordem de -57,5% e -52,4%, respectivamente. No grupo da bacia do Atlântico, as maiores alterações de área foram registradas para *Cecropia glaziovii*, com estimativa de perda em -86,6%, e *Andira faxinifolia*, com expectativa de ganho na ordem de 85,2%. A adequabilidade climática das espécies indicadoras do grupo Paraná-Uruguai mostrou-se associada a variáveis relacionadas a temperatura, enquanto a adequabilidade das espécies indicadoras do grupo Atlântico relacionou-se com variáveis de precipitação e temperatura, levando à aceitação, em parte, da terceira hipótese.

Em um cenário de aquecimento global, a maior parte das espécies estudadas tenderão a ocupar uma posição mais austral, utilizando as áreas de maior altitude, latitude e próximas ao litoral como refúgios climáticos, o que evidencia a importância de conservação dessas áreas.

REFERÊNCIAS

- AIELLO-LAMMENS, M. E. et al. spThin: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. **Ecography**, v. 38, n. 5, p. 541-545, 2015.
- AIELLO-LAMMENS, M. E. et al. **spThing: Functions for Spatial Thinning of Species Occurrence Records for Use in Ecological Models**. 2019. Disponível em <<https://cran.rproject.org/web/packages/spThin/index.html>> Acesso: 15 set. 2019.
- ALEIXO, A. et al. Mudanças Climáticas e a Biodiversidade dos Biomas Brasileiros: Passado, Presente e Futuro. **Natureza e Conservação**, v. 8, n. 2, p. 194-196, 2010.
- ALLOUCHE, O.; TSOAR, A.; KADMON, R. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). **Journal of Applied Ecology**, v. 43, n. 6, p. 1223-1232, 2006.
- ANDERSON-TEIXEIRA, K. J. et al. CTFS-Forest GEO: a worldwide network monitoring forests in an era of global change. **Global Change Biology**, v. 21, n. 2, p. 528-549, 2015.
- ANDRAE, F. H. **Ecologia Florestal**. Santa Maria: UFSM, 1978.
- BARBIERI, R. L. Conservação e uso de recursos genéticos vegetais. In: FREITAS, L. B.; BERED, F. **Genética e evolução vegetal**. Porto Alegre: UFRGS. 2013. p. 403-404.
- BEAUMONT, L. J. et al. Where will species go? Incorporating new advances in climate modelling into projections of species distributions. **Global Change Biology**, v. 13, n. 7, p. 1368-1385, 2007.
- BESSAT, F. A. A mudança climática entre ciência, desafios e decisões: olhar geográfico. **Revista Terra Livre**, v. 1, n. 20, p. 11-26, 2003.
- BRAGA, D. A. R. A “sexta extinção” e suas relações com o conceito de biodiversidade: uma análise histórica. **Revista Dia-Logos**, v. 12, n. 2, p. 118-131, 2018.
- BRODIE, J. F.; POST, E. S.; DOAK, D. F. **Wildlife Conservation in a Changing Climate**. University of Chicago Press: Chicago, 2012.
- BRUCE, P.; BRUCE, A. **Practical Statistics for Data Scientists: 50 Essential Concepts**. Sebastopol: O'Reilly Media, 2017.
- CARON, B. O. et al. Relações fisiológicas em mudas de pata-de-vaca (*Bauhinia forficata* Link). **Revista brasileira de plantas medicinais**, v. 16, n. 2, p. 196-201, 2014.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2003.

CHAMBERLAIN, S. et al. **rgbif: Interface to the Global Biodiversity Information Facility API**. 2019. Disponível em: <<https://cran.rproject.org/web/packages/rgbif/index.html>> Acesso: 15 set. 2019.

CHEN, I. C. et al. Rapid Range Shifts of Species Associated with High Levels of Climate Warming. **Science**, v. 333, n. 6045, p. 1024-1026, 2011.

CHOU, S. C. et al. Assessment of Climate Change over South America under RCP 4.5 and 8.5 Downscaling Scenarios. **American Journal of Climate Change**, v.3, n. 5, p. 512-525, 2014.

COLOMBO, A. F.; JOLY, C. A. Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3, p. 697-708, 2010.

COX, C. B.; MOORE, P. D. **Biogeografia: uma abordagem ecológica e evolucionária**. Rio de Janeiro: LTC, 2009.

DAWNSON, T. et al. Beyond predictions: Biodiversity conservation in a changing climate. **Science**, v. 332, n. 6025, p. 53-58, 2011.

DEWALT, S. J. et al. Ethnobotany of the Tacana: quantitative inventories of two permanent plots of northwestern Bolivia. **Economic Botany**, p. 53, n. 3, p. 237-260, 1999.

DORMANN, C. F.; ELITH, J.; BACHER, S. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. **Echography**, v. 36, n. 1, p. 27-46, 2013.

ENQUIST, B.; BOYLE, B. SALVIAS - the SALVIAS vegetation inventory database. **Biodiversity & Ecology**, v. 4, p. 288-288, 2012.

ENQUIST, B. J. et al. Cyberinfrastructure for an integrated botanical information network to investigate the ecological impacts of global climate change on plant biodiversity. **PeerJ Preprints**, v. 2, p. 1-33, 2016.

FEELEY, K. J. et al. Upslope migration of Andean trees. **Journal of Biogeography**, v. 38, p. 783-791, 2011.

FEELEY, K. J. et al. The relative importance of deforestation, precipitation change, and temperature sensitivity in determining the future distributions and diversity of Amazonian plant species. **Global Change Biology**, v. 18, n. 8, p. 2636-2647, 2012.

FEGRAUS, E. Tropical Ecology Assessment and Monitoring Network (TEAM Network). **Biodiversity & Ecology**, v. 4, p. 287-287, 2012.

Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso: 15 ago. 2017.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 4, p. 493-502, 2007.

GBIF.org (14 August 2018) GBIF Occurrence Download
<https://doi.org/10.15468/dl.fpwltz>

GBIF.org (10 June 2019) GBIF Occurrence Download
<https://doi.org/10.15468/dl.mh1fy8>

GONZALEZ, P. et al. Global patterns in the vulnerability of ecosystems to vegetation shifts due to climate change. *Global Ecology and Biogeography*, v. 19, n. 6, p. 755-768, 2010.

GRAHAM, M. H. Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. **Ecology**, v. 84, n. 11, p. 2809-2815, 2003.

GUISAN, A.; THUILLER, W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecology Letters**, v. 8, n. 9, p. 993-1009, 2005.

GUITÉRREZ, E.; TREJO, I. Efecto del cambio climático en la distribución potencial de cinco especies arbóreas de bosque templado en México. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 85, n. 1, p. 179-188, 2014.

HANNAH, L. et al. Protected area in a changing climate. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 3, p. 131-138, 2007.

HIJMANS, R. J. et al. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **Internacional Journal of Climatology**, v. 25, n. 15, p. 196-1978, 2005.

HIJMANS, R. J. **raster: Geographic Data Analysis and Modeling**. 2019. Disponível em: <<https://cran.rproject.org/web/packages/raster/>> Acesso: 15 ago. 2019.

HILL, M. O.; BUNCE, R. G. H.; SHAW, M. W. Indicator species analysis, a divisive polythetic method of classification, and its application to a survey of native pinewoods in Scotland. **Journal of Ecology**, v. 63, n. 2, p. 597-613, 1975.

HOEGH-GULDBERG, O. et al. Assisted Colonization and Rapid Climate Change. **Ecology**, v. 321, p. 345-346, 2008.

IPCC. **Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change - Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge: Cambridge University Press. 2014.

JAMES, G. et al. **An Introduction to Statistical Learning: With Applications in R**. Springer Publishing Company. 2014.

KANIESKI, M. R. et al. Dendroecologia de *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B.Sm. & *Downs* e *Hovenia dulcis* Thunb. em uma área degradada na Floresta Ombrófila Mista Aluvial, sul do Brasil. **Ciência Florestal**, v. 27, n.4, p. 1201-1215, 2017.

KELLY, A. E.; GOULDEN, M. Rapid shifts in plant distribution with recent climate change. **Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America**, v. 105, n. 33, p. 11823-11826, 2008.

KIERAS, W. S.; ACCIOLY, Y.; MACHADO, S. A. Análise estrutural e dinâmica de *Gymnanthes klotzchiana* (Müll. Arg.) em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 17, n. 1, p. 78-87, 2018.

KLUGE, R. A.; TEZOTTO-ULIANA, J. V.; SILVA, P. P. M. Aspectos fisiológicos e ambientais da fotossíntese. **Revista Virtual de Química**, v. 7, n. 1, p. 56-73, 2015.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. C. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v. 33, n. 1, p. 159-174, 1977.

LEMES, P.; LOYOLA, R. D. Mudanças climáticas e prioridades para a conservação da biodiversidade. **Revista de Biologia Neotropical**, v. 11, n. 1, p. 47-57, 2014.

LOBO, J. M.; TOGNETTI, M. F. Exploring the effects of quantify and location of pseudo-absences and sampling biases on the performance of distribution models with limited point occurrence data. **Journal for Nature Conservation**, v. 19, p. 1-7, 2011.

MAITNER, B. **BIEN: Tools for Accessing the Botanical Information and Ecology Network Database**. 2018. Disponível em: <<https://cran.rproject.org/web/packages/BIEN/index.html>> Acesso: 15 set. 2019.

MARENGO, J. A. et al. Bases para modelagem de mudanças climáticas. In: LIMA, J. W. M.; COLISCHONN, W.; MARENGO J. A. (orgs). **Efeitos das mudanças climáticas na geração de energia elétrica**. São Paulo: AES Tietê, 2014. p. 23-64.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 243-253, 2000.

MARTINEZ, C. A. et al. Respostas das plantas ao incremento atmosférico de dióxido de carbono e da temperatura. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 8, p. 635-650, 2015.

MEDEIROS, J. D. **Guia de campo: vegetação do Cerrado 500 espécies**. Brasília: MMA/SBF, 2011.

MEDEIROS, M. B. et al. Redução de incertezas em análise de vulnerabilidade às mudanças climáticas para *Dicksonia sellowiana*. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 33, n. 75, p. 299-308, 2013.

MELO, L. C. et al. Cenários climáticos futuros para o Paraná: Oportunidades para o setor florestal. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 16, p. 120-131, 2015.

MORITZ, C.; AGUDO, R. The future of species under climate change: Resilience or decline? **Science**, v. 341, n. 6145, p. 504-508, 2013.

NAIMI, B. et al. Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? **Ecography**, v. 37, n. 2, p. 191-203, 2014.

NOBRE, C. A.; SAMPAIO, G.; SALAZAR, S. Cenários de mudanças climáticas para a América do Sul para o final do século 21. **Parcerias Estratégicas**, n. 27, p. 19-41, 2008.

PARMESAN, C. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 37, p. 637-669, 2006.

PEARSON, R. G.; DAWSON, T. P. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? **Global Ecology e Biogeography**, v. 12, n. 5, p. 361-371, 2003.

PECL, G. T. et al. Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. **Science**, v. 355, n. 6332, p. 1-9, 2017.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, v. 190, p. 231-259, 2006.

PHILIPS, S. J. et al. Opening the black box: an open-source release of Maxent. **Ecography**, v. 40, n. 7, p. 887-893, 2017.

PHILIPS, S. J.; DUDIK, M.; SCHAPIRE, R. E. **Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.1)**. 2018. Disponível em <http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent> Acesso: 15 set. 2019.

QUINN, G. P.; KEOUGH, M. J. **Experimental design and data analysis for biologists**. Cambridge: Cambridge University Press, 2002.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Viena: R Foundation for Statistical Computing. 2019. Disponível em: <<http://www.r-project.org>>. Acesso: 15 ago. 2019.

RONDININI, C. et al. Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. **Ecology Letters**, v. 9, n. 10, p. 1136-1145, 2006.

ROOT, T. L. et al. Human-modified temperatures induce species changes: Joint attribution. **Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America**, v. 102, n. 21, p. 7465-7469, 2005.

SALAZAR, L. F.; NOBRE, C. A.; OYAMA, M. D. Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America. **Geophysical Research Letters**, v. 34, n. 9, p. 1-6, 2007.

SANTOS, F. S. A importância da biodiversidade. **Revista Científica de Educação a Distância**, Edição especial, p. 1-17, 2010.

SCHWALM, C. R.; GLENDON, S.; DUFFY, P. B. RCP 8.5 tracks cumulative CO₂ emissions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 117, n. 33, p. 19656-19657, 2020.

SIMON, L. M. et al. Effects of global climate changes on geographical distribution patterns of economically important plant species in Cerrado. **Revista Árvore**, v. 37, n. 2, p. 267-274, 2013.

SIQUEIRA, M. F.; PETERSON, A. T. Consequences of global climate change for geographic distributions of cerrado tree species. **Biota Neotropica**, v. 3, n. 2, p. 1-14, 2003.

SpeciesLink. **Sistema de informação distribuído para coleções biológicas**. 2012. Disponível em <<http://www.splink.org.br>> Acesso: 15 ago. 2019.

THOMAS, C. D. et al. Extinction risk from climate change. **Nature**, v. 427, n. 6970, p. 145-148, 2004.

THUILLER, W. BIOMOD - optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. **Global Change Biology**, v. 9, n. 10, p. 1353-1362, 2003.

THUILLER, W. Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. **Global Change Biology**, v. 10, n. 12, p. 2020-2027, 2004.

THUILLER, W. Climate change and the ecologist. **Nature**, v. 448, p. 550-552, 2007.

THUILLER, W.; GEORGES, D.; ENGLER, R. **Biomod2: ensemble platform for species distribution modeling**. 2016. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/biomod2/>> Acesso: 15 set. 2019.

VANDERWAL, J. et al. Selecting pseudo-absence data for presence-only distribution modeling: How far should you stray from what you know? **Ecological Modelling**, v. 220, n. 4, p. 589-594, 2009.

VELAZCO, S. J. E. et al. A dark scenario for Cerrado plant species: Effects of future climate, land use and protected areas ineffectiveness. **Diversity and Distributions**, v. 25, n. 4, p. 1-14, 2019.

WARREN, R. et al. Quantifying the benefit of early climate change mitigation in avoiding biodiversity loss. **Nature Climate Change**, v. 3, n. 7, p. 678-682, 2013.

WHEELER, T. et al. Temperature variability and the yield of annual crops. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 82, p. 159-167, 2000.

WHEELER, T.; REYNOLDS, C. Predicting the risks from climate change to forage and crop production for animal feed. **Animal Frontiers**, v. 3, n. 1, p. 36-41, 2013.

WREGE, M. C. et al. El cambio climático y la conservación de *Araucaria angustifolia* en Brasil. **Unasylva**, v. 60, p. 30-33, 2009.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante dos dados obtidos e apresentados nos dois capítulos desta tese, relativos a agrupamentos florísticos das florestas aluviais dos biomas Mata Atlântica e do Pampa e áreas de ocorrência potencial das espécies indicadoras dos agrupamentos no contexto de mudanças do clima, pode-se concluir que:

As áreas de florestas aluviais abordadas, inseridas nos biomas Mata Atlântica e Pampa, dividem-se em dois agrupamentos florísticos que não estão relacionados aos biomas de inserção. Os dois grupos identificados estão relacionados, principalmente, às bacias hidrográficas e às rotas de migração de dispersão, influenciados, sobretudo, por gradientes de temperatura, precipitação e altitude. O perfil florístico do grupo Atlântico parece ser mais influenciado por uma rota associada ao litoral brasileiro, a leste, ao passo que, o grupo Paraná-Uruguai parece ser mais influenciado por uma rota de dispersão interiorana, a oeste. O grupo da bacia do Atlântico apresenta um maior número de espécies indicadoras, e tem *Andira fraxinifolia* como espécie mais característica. Já o grupo da bacia do Paraná-Uruguai apresenta um menor número de espécies indicadoras e tem *Gymnanthes klotzschiana* na posição de maior destaque.

Estima-se que a área de distribuição geográfica potencial das espécies indicadoras de florestas aluviais será alterada em função das mudanças climáticas esperadas para o período de 2061-2080. A maior parte das espécies consideradas no presente estudo tende a apresentar reduções significativas em sua área de ocorrência potencial, com perdas superiores a 50%. A adequabilidade climática das espécies do grupo Paraná-Uruguai relaciona-se, principalmente, a variáveis de temperatura, enquanto a adequabilidade climática das espécies do grupo Atlântico é influenciada por variáveis de temperatura e precipitação. Contudo, não se esperam diferenças significativas entre as espécies dos grupos Paraná-Uruguai e Atlântico em termos de redução na área de adequabilidade climática. Em um cenário de aquecimento global, de forma geral, as espécies estudadas tenderão a ocupar posições mais austrais, utilizando os maiores patamares altitudinais e latitudinais e as áreas próximas ao litoral como refúgios climáticos.

A identificação de grupos florísticos e gradientes ambientais, aliada à compreensão dos padrões de distribuição das espécies, sobretudo em escala de bacia hidrográfica e no âmbito das mudanças do clima, mostra-se de grande

relevância para subsidiar ações de recuperação e de conservação em ambientes aluviais, principalmente no que diz respeito aos ditos refúgios climáticos. A partir de dados fornecidos por estudos desta natureza, é possível proceder a restauração florestal em áreas naturais de forma mais adequada, compatibilizando locais que apresentem condições adequadas e requisitos ambientais das espécies. Como a relação espécie-ambiente e a vulnerabilidade das espécies são abordadas, os resultados podem orientar a determinação de áreas prioritárias para conservação *in situ* de espécies, através da criação de áreas legalmente protegidas, a exemplo das Unidades de Conservação. Ainda, por auxiliar na predição do comportamento das espécies frente às consequências das mudanças climáticas, é possível estabelecer áreas para a manutenção de remanescentes florestais, com propostas de conexões e recuperação de áreas degradadas.

Estudos complementares e a integração de diferentes abordagens se mostram fundamentais para capturarmos adequadamente a gama de incertezas associadas a projeção da distribuição futura de espécies. Entende-se que muitos são os desafios a serem enfrentados, com destaque para colonização de áreas em declínio sob o ponto de vista de adequabilidade climática, recuperação de áreas ambientalmente estratégicas, conectividade de habitats e adoção de medidas efetivas para a redução do efeito estufa.

REFERÊNCIAS GERAIS

- ADENESKY-FILHO, E.; GALVÃO, F.; BOTOSSO, P. C. Floristic richness in a transitional area between mixed and semideciduous forests in the middle Tibagi River region, southern Brazil. **Espacios**, v. 38, n. 28, p. 18-39, 2017.
- AGUIAR JUNIOR, T. B.; PARRON, L. M. Indicadores de serviços ambientais hídricos e a contribuição da vegetação ripária para a qualidade de água. In: PARRON, L. M.; GARCIA, JR.; OLIVEIRA, E. B.; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. (Eds.). **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestas do bioma Mata Atlântica**. Brasília: EMBRAPA. 2015. p. 183-190.
- AIELLO-LAMMENS, M. E. et al. spThin: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. **Ecography**, v. 38, n. 5, p. 541-545, 2015.
- AIELLO-LAMMENS, M. E. et al. **spThing: Functions for Spatial Thinning of Species Occurrence Records for Use in Ecological Models**. 2019. Disponível em <<https://cran.rproject.org/web/packages/spThin/index.html>> Acesso: 15 set. 2019.
- ALEIXO, A. et al. Mudanças Climáticas e a Biodiversidade dos Biomas Brasileiros: Passado, Presente e Futuro. **Natureza e Conservação**, v. 8, n. 2, p. 194-196, 2010.
- ALLOUCHE, O.; TSOAR, A.; KADMON, R. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). **Journal of Applied Ecology**, v. 43, n. 6, p. 1223-1232, 2006.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: regiões hidrográficas brasileiras**. 2015. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/regioeshidrograficas2014.pdf>>. Acesso: 14 mai. 2019.
- ANDERSON-TEIXEIRA, K. J. et al. CTFS-Forest GEO: a worldwide network monitoring forests in an era of global change. **Global Change Biology**, v. 21, n. 2, p. 528-549, 2015.
- ANDRAE, F. H. **Ecologia Florestal**. Santa Maria: UFSM, 1978.
- APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.
- ARAUJO, A. C. B.; ARAUJO, H. J. B.; LONGHI, S. J. Caracterização da vegetação e espécies para a recuperação de florestas ribeirinhas na campanha gaúcha, bioma Pampa. **Iheringia, Série Botânica**, v. 73, n. 3, p. 342-352, 2018.
- ARAUJO, M. M. et al. Análise de agrupamento da vegetação de um fragmento de floresta estacional decidual aluvial, Cachoeira do Sul, RS, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 14, n. 1, p. 133-147, 2004.

ARRAES, R. A.; MARIANO, F. Z.; SIMONASSI, A. G. Causas do desmatamento no Brasil e seu ordenamento no contexto mundial. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 50, n. 1, p. 119-140, 2012.

ASSIS, M. A. **Fitossociologia de um remanescente de mata ciliar do rio Invinheima, MS**. 1991. 172 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1991.

ATHAYDE, E. D. et al. Fenologia de espécies arbóreas em uma floresta ribeirinha em Santa Maria, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 7, n. 1, p. 43-51, 2013.

BABWETEERA, F.; BROWN, N. Can remnant frugivore species effectively disperse tree seeds in secondary tropical rain forests? **Biodiversity and Conservation**, v. 18, n. 6, p. 1611-1627, 2009.

BALBUENO, R. A.; OLIVEIRA, P. L. Estrutura e composição florística de dois fragmentos florestais na região do baixo Jacuí, RS, Brasil. **Biotemas**, v. 13, n. 2, p. 23-46, 2000.

BARBIERI, R. L. Conservação e uso de recursos genéticos vegetais. In: FREITAS, L. B.; BERED, F. **Genética e evolução vegetal**. Porto Alegre: UFRGS. 2013. p. 403-404.

BARDDAL, M. L. et al. Caracterização florística e fitossociológica de um trecho sazonalmente inundável de floresta aluvial, em Araucária, PR. **Ciência Florestal**, v. 14, n. 2, p. 37-5, 2003.

BASSACO, M. V. M.; NOGUEIRA, A. C. Comportamento fenológico de *Sebastiania brasiliensis* em Floresta Ombrófila Mista Aluvial. **Biotemas**, v. 32, n. 2, p. 45-53, 2019.

BEAUMONT, L. J. et al. Where will species go? Incorporating new advances in climate modelling into projections of species distributions. **Global Change Biology**, v. 13, n. 7, p. 1368-1385, 2007.

BERTANI, D. F. et al. Análise temporal da heterogeneidade florística e estrutural em uma floresta ribeirinha. **Revista brasileira de Botânica**, v. 24, n. 1, p. 11-23, 2001.

BERTONI, J. E. A.; MARTINS, F. R. Composição florística de uma floresta ripária na Reserva Estadual de Porto Ferreira, SP. **Acta Botanica Brasilica**, v. 1, n. 1, p. 17-26, 1987.

BESSAT, F. A. A mudança climática entre ciência, desafios e decisões: olhar geográfico. **Revista Terra Livre**, v. 1, n. 20, p. 11-26, 2003.

BIANCHIN, J. E.; BELLÉ, P. A. Fitossociologia e estrutura de um fragmento de Floresta Estacional Decidua Aluvial em Santa Maria – RS. **Revista Agro@ambiente On-line**, v. 7, n. 3, p. 322-330, 2013.

BIANCHINI, E. et al. Diversidade e estrutura de espécies arbóreas em área alagável do município de Londrina, sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n. 3, p. 405-419, 2003.

BIVAND, R.; LEWIN-KOH, N. **maptools**: Tools for Reading and Handling Spatial Objects. R package version 0.9-2. 2017. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=maptools>> Acesso: 22 jan. 2018.

BOTOSSO, C. et al. Dendroecologia de *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B.Sm. & Downs e *Hovenia dulcis* Thunb. em uma área degradada na floresta ombrófila mista aluvial, Sul do Brasil. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 4, p. 1201-1215, 2017.

BOTREL, R. T. et al. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista brasileira de Botânica**, v. 25, n. 2, p. 195-213, 2002.

BRACKMANN, C. E.; FREITAS, E. M. Florística arbórea e arbustiva de um fragmento de Mata Ciliar do arroio Boa Vista, Teutônia, RS, Brasil. **Hoehnea**, v. 40, n. 2, p. 365-372, 2013.

BRAGA, D. A. R. A “sexta extinção” e suas relações com o conceito de biodiversidade: uma análise histórica. **Revista Dia-Logos**, v. 12, n. 2, p. 118-131, 2018.

BRODIE, J. F.; POST, E. S.; DOAK, D. F. **Wildlife Conservation in a Changing Climate**. University of Chicago Press: Chicago, 2012.

BROWN JR., K. S. Insetos indicadores da história, composição, diversidade e integridade de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares**: conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP/FAPESP, São Paulo, 2009. p. 223-232.

BRUCE, P.; BRUCE, A. **Practical Statistics for Data Scientists: 50 Essential Concepts**. Sebastopol: O'Reilly Media, 2017.

BUDKE, J. C. et al. Florística e fitossociologia do componente arbóreo de uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 18, n. 3, p. 581-589, 2004.

BUDKE, J. C.; JARENKOW, J. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Relationships between tree component structure, topography and soils of a riverside forest, Rio Botucaraí, Southern Brazil. **Plant Ecology**, v. 189, n. 2, p. 187-200, 2007.

BUDKE, J. C.; JARENKOW, J. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Tree community features of two stands of riverine forest under different flooding regimes in Southern Brazil. **Flora**, v. 203, n. 2, p. 163-174, 2008.

BURIOL, G. A. et al. Climate and natural vegetation in the state of Rio Grande do Sul according to the Walter and Lieth climatic diagram. **Ciência Florestal**, v. 17, n. 2, p. 91-100, 2007.

BURIOL, G. A. et al. Relação da vegetação natural do Estado do Rio Grande do Sul com as disponibilidades hídricas. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 1, p. 233-242, 2019.

CAGLIONI, E. et al. Altitude e solos determinam variações abruptas da vegetação em gradiente altitudinal de Mata Atlântica. **Rodriguésia**, v. 69, n. 4, p. 2055-2068, 2018.

CAMPOS, J. B.; ROMAGNOLO, M. B.; SOUZA, M. C. Structure, composition and spacial distribution of tree species in a remnant of the semideciduous seasonal alluvial forest of the Upper Paraná river floodplain. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 43, n. 2, p. 185-194, 2000.

CAMPOS, J. B.; SOUZA, M. C. Arboreous vegetation of an alluvial riparian forest and their soil relations: Porto Rico Island, Paraná River. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 45, n. 2, p. 137-149, 2002.

CARON, B. O. et al. Relações fisiológicas em mudas de pata-de-vaca (*Bauhinia forficata* Link). **Revista brasileira de plantas medicinais**, v. 16, n. 2, p. 196-201, 2014.

CARVALHO, F. A. et al. Comunidade arbórea de uma floresta de baixada aluvial no município de Campos dos Goytacazes, RJ. **Cerne**, v. 12, n. 2, p. 157-166, 2006.

CARVALHO, J. et al. Florística de um remanescente urbano de floresta ombrófila mista aluvial, Curitiba, Paraná. **Revista Geografar**, v. 9, n. 1, p. 142-158, 2014.

CARVALHO, J. et al. Monospecific dominance in an alluvial mixed ombrophylous forest in southern Brazil. **Australian Journal of Basic and Applied Sciences**, v. 10, n. 10, p. 38-44, 2016.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2003.

CASTRO-FARIA, A. B. et al. Pinheiros antigos podem entrar em declínio devido ao efeito de mudanças climáticas. **Biofix Scientific Journal**, v. 4, n. 1, p. 16-25, 2019.

CHAMBERLAIN, S. et al. **rgbif: Interface to the Global Biodiversity Information Facility API**. 2019. Disponível em: <<https://cran.rproject.org/web/packages/rgbif/index.html>> Acesso: 15 set. 2019.

CHEN, I. C. et al. Rapid Range Shifts of Species Associated with High Levels of Climate Warming. **Science**, v. 333, n. 6045, p. 1024-1026, 2011.

CHOU, S. C. et al. Assessment of Climate Change over South America under RCP 4.5 and 8.5 Downscaling Scenarios. **American Journal of Climate Change**, v.3, n. 5, p. 512-525, 2014.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. **Change in marine communities**: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory, 1994.

COLLARES, J. E. R. Mapa dos Biomas do Brasil. In: Os avanços da botânica no início do século XXI: morfologia, fisiologia, taxonomia, ecologia e genética. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 57, 2006, Gramado. **Anais...** Porto Alegre: Sociedade Botânica do Brasil, 2006. p. 306-309.

COLOMBO, A. F.; JOLY, C. A. Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3, p. 697-708, 2010.

COSTA, M. P.; LONGHI, S. J.; FAVERO, A. A. Arquitetura e estrutura vertical da comunidade arbórea de uma floresta estacional subtropical. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 4, p. 1443-1454, 2018.

COX, C. B.; MOORE, P. D. **Biogeografia: uma abordagem ecológica e evolucionária**. Rio de Janeiro: LTC, 2009.

CRUZ, M. P.; CAMPOS, J. B. Regime de inundação e a regeneração arbórea em duas áreas florestais na planície alagável do alto Rio Paraná. **Biotemas**, v. 26, n. 3, p. 71-82, 2013.

CRUZ, M. P.; CAMPOS, J. B.; TOREZAN, J. M. D. Influência da topografia e da abertura do dossel na estrutura do componente herbáceo-arbustivo em dois fragmentos florestais na planície de inundação do alto Rio Paraná. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 191-205, 2018.

DANIEL, A. Estudo fitossociológico arbóreo/arbustivo da mata ripária da bacia hidrográfica do Rio dos Sinos, RS. **Pesquisas, Botânica**, v. 42, n.1, p. 6-199, 1991.

DAWNSON, T. et al. Beyond predictions: Biodiversity conservation in a changing climate. **Science**, v. 332, n. 6025, p. 53-58, 2011.

DEWALT, S. J. et al. Ethnobotany of the Tacana: quantitative inventories of two permanent plots of northwestern Bolivia. **Economic Botany**, p. 53, n. 3, p. 237-260, 1999.

DIAS, M. C. et al. Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares do rio Iapó, na bacia do rio Tibagi, Tibagi, PR. **Revista brasileira de Botânica**, v. 21, n. 2, p. 183-195, 1998.

DORMANN, C. F.; ELITH, J.; BACHER, S. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. **Echography**, v. 36, n. 1, p. 27-46, 2013.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997.

DURIGAN, G.; RODRIGUES, R. R.; SCHIAVINI, I. A heterogeneidade ambiental definindo a metodologia de amostragem da floresta ciliar. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, São Paulo, 2009. p. 159-167.

ECHER, R. et al. Usos da terra e ameaças para a conservação da biodiversidade do bioma Pampa, Rio Grande do Sul. **Revista Thema**, v. 12, n. 2, p. 4-13, 2015.

ENQUIST, B.; BOYLE, B. SALVIAS-the SALVIAS vegetation inventory database. **Biodiversity & Ecology**, v. 4, p. 288-288, 2012.

ENQUIST, B. J. et al. Cyberinfrastructure for an integrated botanical information network to investigate the ecological impacts of global climate change on plant biodiversity. **PeerJ Preprints**, v. 2, p. 1-33, 2016.

FEELEY, K. J. et al. Upslope migration of Andean trees. **Journal of Biogeography**, v. 38, p. 783-791, 2011.

FEELEY, K. J. et al. The relative importance of deforestation, precipitation change, and temperature sensitivity in determining the future distributions and diversity of Amazonian plant species. **Global Change Biology**, v. 18, n. 8, p. 2636-2647, 2012.

FEGRAUS, E. Tropical Ecology Assessment and Monitoring Network (TEAM Network). **Biodiversity & Ecology**, v. 4, p. 287-287, 2012.

FERRAZ, S. F. B. et al. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, v. 29, n. 2, p. 187-200, 2014.

FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. Influência da estrutura do habitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 3, p. 642-651, 2006.

FIASCHI, P.; PIRANI, J. R. Review of plant biogeographic studies in Brazil. **Journal of Systematics and Evolution**, v. 47, n. 5, p. 477-496, 2009.

Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso: 15 ago. 2017.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 4, p. 493-502, 2007.

FORZZA, R. C. et al. As angiospermas do Brasil. In: FORZZA, R. C. et al (org.). **Catálogo de Plantas e Fungos do Brasil, Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2010. p. 78-89.

Fundação SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica**: mapeamento dos sistemas costeiros. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2018.

GALILI, T. dendextend: an R package for visualizing, adjusting and comparing trees of hierarchical clustering. **Bioinformatics**, v. 31, n. 22, p. 3718-3720, 2015.

GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; RODERJAN, C. V. Levantamento fitossociológico das principais associações arbóreas da Floresta Nacional de Irati – PR. **Floresta**, v. 19, n. 1, p. 30-49, 1989.

GBIF.org (14 August 2018) GBIF Occurrence Download
<https://doi.org/10.15468/dl.fpwltz>

GBIF.org (10 June 2019) GBIF Occurrence Download
<https://doi.org/10.15468/dl.mh1fy8>

GIANNINI, T. C. et al. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia**, v. 63, n. 3, p. 733-749, 2012.

GIEHL, E. L. H. et al. Variações florísticas e relação com variáveis geográficas e climáticas em florestas ribeirinhas do sudeste da América do Sul. In: FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P. V.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA-NETO, J. A. A. (Orgs.). **Fitossociologia no Brasil**: métodos e estudos de caso, Viçosa: Editora UFV, 2011. p. 504-519.

GIEHL, E. L. H.; JARENKOW, J. A. Gradiente estrutural no componente arbóreo e relação com inundações em floresta ribeirinha, rio Uruguai, sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 3, p. 741-753, 2008.

GOMES, J. M. L. Regeneração natural em uma floresta ombrófila densa aluvial sob diferentes usos do solo no delta do Rio Doce. 2006. 110 f. Tese (Doutorado em Biociências e Biotecnologia) - Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, 2006.

GONÇALVES, D. A. et al. Heterogeneity of a tree species community in an alluvial area of Santa Catarina, Brazil. **Floresta Ambient**, v. 25, n. 2, e00096514, 2018.

GONZALEZ, P. et al. Global patterns in the vulnerability of ecosystems to vegetation shifts due to climate change. *Global Ecology and Biogeography*, v. 19, n. 6, p. 755-768, 2010.

GRAHAM, M. H. Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. **Ecology**, v. 84, n. 11, p. 2809-2815, 2003.

GUEDES-BRUNI, R. R. et al. Composição florística e estrutura de trecho de floresta ombrófila densa atlântica aluvial na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, v. 57, n. 3, p. 413-428, 2006.

- GUILHERMETI, P. C. G. **Composição florística e crescimento do branquilha em diferentes condições da floresta ombrófila mista aluvial**. 2015. 97 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Estadual do Centro-Oeste, Irati, 2015.
- GUISAN, A.; THUILLER, W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecology Letters**, v. 8, n. 9, p. 993-1009, 2005.
- GUITÉRREZ, E.; TREJO, I. Efecto del cambio climático en la distribución potencial de cinco especies arbóreas de bosque templado en México. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 85, n. 1, p. 179-188, 2014.
- HANNAH, L.; MIDGLEY, G. F.; MILLAR, D. Climate change-integrated conservation strategies. **Global Ecology e Biogeography**, v. 11, n. 6, p. 485-495, 2002.
- HANNAH, L. et al. Protected area in a changing climate. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 3, p. 131-138, 2007.
- HIGUCHI, P. et al. Influência do clima e de rotas migratórias de espécies arbóreas sobre o padrão fitogeográfico de florestas na região Sul do Brasil. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 4, p. 539-553, 2013.
- HIGUCHI, P. et al. Elementos da paisagem como fonte de heterogeneidade florístico-estrutural do componente arbóreo em área de floresta ombrófila mista. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 2, p. 661-673, 2018.
- HIJMANS, R. J. et al. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **Internacional Journal of Climatology**, v. 25, n. 15, p. 196-1978, 2005.
- HIJMANS, R. J. **raster: Geographic Data Analysis and Modeling**. 2019. Disponível em: <<https://cran.rproject.org/web/packages/raster/>> Acesso: 15 ago. 2019.
- HILL, M. O.; BUNCE, R. G. H.; SHAW, M. W. Indicator species analysis, a divisive polythetic method of classification, and its application to a survey of native pinewoods in Scotland. **Journal of Ecology**, v. 63, n. 2, p. 597-613, 1975.
- HOEGH-GULDBERG, O. et al. Assisted Colonization and Rapid Climate Change. **Ecology**, v. 321, p. 345-346, 2008.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Brasil: Mapas Físicos e Ambientais**. 2017. Disponível em: <<http://mapasinterativos.ibge.gov.br/sigibge/>>. Acesso: 01 jul. 2017.
- IPCC. **Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change - Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge: Cambridge University Press. 2014.

IURK, M. C. et al. Levantamento florístico de um fragmento de floresta ombrófila mista aluvial do Rio Iguaçu, município de Palmeira (PR). **Floresta**, v. 39, n. 3, p. 605-617, 2009.

JACOMINE, P. K. T. Solos sob matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares**: conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP/FAPESP, São Paulo, 2009. p. 27-31.

JAMES, G. et al. **An Introduction to Statistical Learning: With Applications in R**. Springer Publishing Company. 2014.

JARENKOW, J. A.; WAECHTER, J. L. Composição, estrutura e relações florísticas do componente arbóreo de uma floresta estacional no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista brasileira de Botânica**, v. 24, n. 3, p. 263-272, 2001.

JÚNIOR, P. M.; SIQUEIRA, M. F. Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista? **Megadiversidade**, v. 5, n. 1-2, p. 65-76, 2009.

KANIESKI, M. R. et al. Dendroecologia de *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B.Sm. & Downs e *Hovenia dulcis* Thunb. em uma área degradada na Floresta Ombrófila Mista Aluvial, sul do Brasil. **Ciência Florestal**, v. 27, n.4, p. 1201-1215, 2017.

KANIESKI, M. R. et al. Parâmetros climáticos e incremento diamétrico de espécies florestais em floresta aluvial no Sul do Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 24, e00124814, 2017.

KELLY, A. E.; GOULDEN, M. Rapid shifts in plant distribution with recent climate change. **Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America**, v. 105, n. 33, p. 11823-11826, 2008.

KETTELHUT, J. T. S.; PEREIRA, P. R. G. Gestão de recursos hídricos transfronteiriços: experiência brasileira da bacia do rio da Prata. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 3, n. 2, p. 5-12, 2006.

KIERAS, W. S.; ACCIOLY, Y.; MACHADO, S. A. Análise estrutural e dinâmica de *Gymnanthes klotzchiana* (Müll. Arg.) em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 17, n. 1, p. 78-87, 2018.

KILKA, R. V. et al. Cambios florísticos y estructurales entre dos comunidades arbóreas de un bosque ripario bajo condiciones ambientales contrastantes en la Pampa sur brasileña. **Iheringia, Série Botânica**, v. 67, n. 2, p. 165-175, 2012.

KLUGE, R. A.; TEZOTTO-ULIANA, J. V.; SILVA, P. P. M. Aspectos fisiológicos e ambientais da fotossíntese. **Revista Virtual de Química**, v. 7, n. 1, p. 56-73, 2015.

KOZLOWSKI, T. T. Responses of wood plants of flooding and salinity. **Tree Physiology Monograph**, n. 1, p. 1-29, 1997.

KOSLOWSKI, T. T. Physiological-ecological impacts of flooding on riparian forest ecosystems. **Wetlands**, v. 22, n. 3, p. 550-561, 2002.

KRAFT, N. J. B. et al. Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. **Functional Ecology**, v. 29, n. 5, p. 592-599, 2015.

KRUSKAL, J. B. Nonmetric Multidimensional Scaling: A Numerical Method. **Psychometrika**, v. 29, n. 2, p. 115-129, 1964.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. C. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v. 33, n. 1, p. 159-174, 1977.

LEÃO, G. M. **Florística e estrutura do componente arbóreo da floresta ribeirinha do Arroio Imbaá, Pampa brasileiro**. 59 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Ciências Biológicas) - Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Uruguaiana, 2009.

LEMES, P.; LOYOLA, R. D. Mudanças climáticas e prioridades para a conservação da biodiversidade. **Revista de Biologia Neotropical**, v. 11, n. 1, p. 47-57, 2014.

LIMA, T. E. O.; HOSOKAWA, R. T.; MACHADO, S. A. Fitossociologia do componente arbóreo de um fragmento de floresta ombrófila mista aluvial no município de Guarapuava, Paraná. **Floresta**, v. 42, n. 3, p. 553-564, 2012.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, São Paulo, 2009. p. 33-44.

LOBO, P. C.; JOLY, C. A. Aspectos ecofisiológicos da vegetação de mata ciliar do Sudeste do Brasil. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2009. p. 143-157.

LOBO, J. M.; TOGNETTI, M. F. Exploring the effects of quantify and location of pseudo-absences and sampling biases on the performance of distribution models with limited point occurrence data. **Journal for Nature Conservation**, v. 19, p. 1-7, 2011.

LOEBENS, R. et al. Partição da variação florístico-estrutural do componente arbóreo em uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial no Sul do Brasil. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 2, p. 554-566, 2018.

LOPES, T. S.; LEITE, V. R.; LEITE, G. R. Modelagem de nicho ecológico e conservação de *Dalbergia nigra*, espécie ameaçada de extinção. **Revista brasileira de biociências**, v. 5, n. 1, p. 438-440, 2007.

LÓPEZ-TIRADO, J.; HIDALGO, P. J. Ecological niche modelling of three Mediterranean pine species in the south of Spain: a tool for afforestation/reforestation programs in the twenty-first century. **New forests**, v. 47, n. 3, p. 411-429, 2016.

LOU, Y. et al. Niche modelling of marsh plants based on occurrence and abundance data. **Science of the total environment**, v. 616, p. 198-207, 2018.

MAITNER, B. **BIEN: Tools for Accessing the Botanical Information and Ecology Network Database**. 2018. Disponível em:

<<https://cran.rproject.org/web/packages/BIEN/index.html>> Acesso: 15 set. 2019.

MANTOVANI, W. A degradação dos biomas brasileiros. In: RIBEIRO, W. (Org.). **O patrimônio ambiental brasileiro**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo e Imprensa Oficial, 2003. p. 367-442.

MARCHI, M. M. et al. Flora herbácea e subarbustiva associada a um ecossistema de butiazal no bioma Pampa. **Rodriguésia**, v. 69, n. 2, p. 553-560, 2018.

MARCHI, T. C.; JARENKOW, J. A. Estrutura do componente arbóreo de mata ribeirinha no rio Camaquã, município de Cristal, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Série Botânica**, v. 63, n. 2, p. 241-248, 2008.

MARENGO, J. A. et al. Bases para modelagem de mudanças climáticas. In: LIMA, J. W. M.; COLISCHONN, W.; MARENGO J. A. (orgs). **Efeitos das mudanças climáticas na geração de energia elétrica**. São Paulo: AES Tietê, 2014. p. 23-64.

MARENZI, R. C.; LONGARETE, C. As áreas protegidas no Brasil e os serviços ecossistêmicos ante as inundações: finalidade ou casualidade? **Revista Colombiana de Geografía**, v. 27, n. 2, p. 313-322, 2018.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 243-253, 2000.

MARTINEZ, C. A. et al. Respostas das plantas ao incremento atmosférico de dióxido de carbono e da temperatura. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 8, p. 635-650, 2015.

MATTEI, G.; MULLER, S. C.; PORTO, M. L. Corredores de imigração e distribuição de espécies arbóreas no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 2, p. 12-14, 2007.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.; STAFFORD, S. G. **Multivariate statistics for wildlife and ecology research**. New York: Springer, 2000.

MEDEIROS, J. D. **Guia de campo: vegetação do Cerrado 500 espécies**. Brasília: MMA/SBF, 2011.

MEDEIROS, M. B. et al. Redução de incertezas em análise de vulnerabilidade às mudanças climáticas para *Dicksonia sellowiana*. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 33, n. 75, p. 299-308, 2013.

MEIRA-NETO, J. A. A. et al. Estrutura de uma floresta estacional semidecidual aluvial em área diretamente afetada pela Usina Hidrelétrica de Pilar, Ponte Nova, zona da mata de Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 21, n. 2, p. 213-219, 1997.

MELO, E. T.; SALES, M. C. L.; OLIVEIRA, J. G. B. Aplicação do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) para análise da degradação ambiental da microbacia hidrográfica do riacho dos cavalos, Crateús - CE. **RA'E GA**, v. 23, p. 520-533, 2011.

MELO, L. C. et al. Cenários climáticos futuros para o Paraná: Oportunidades para o setor florestal. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 16, p. 120-131, 2015.

MENCACCI, P. C.; SCHLITTLER, F. H. M. Fitossociologia da vegetação arbórea da mata ciliar de Ribeirão Claro, município de Rio Claro – SP. **Revista do Instituto Florestal**, v. 4, n. 1, p. 245-251, 1992.

MILANESI, L. S.; LEITE, L. C. Fitossociologia de espécies arbóreas em dique marginal de floresta ribeirinha no Rio Grande do Sul, Brasil, e comparação com ambientes aluviais e não aluviais. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 12, n. 2, p. 72-80, 2014.

MINCHIN, P. R. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. **Vegetatio**, v. 69, p. 89-107, 1987.

MMA - Ministério do Meio Ambiente: Secretaria de Recursos Hídricos. **Caderno da região hidrográfica Atlântico Sudeste**. 2006a. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estrutras/161/_publicacao03032011024223.pdf>. Acesso: 14 mai. 2019.

MMA - Ministério do Meio Ambiente: Secretaria de Recursos Hídricos. **Caderno da região hidrográfica Atlântico Sul**. 2006b. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/161/_publicacao/161_publicacao03032011024106.pdf>. Acesso: 14 mai. 2019.

MORITZ, C.; AGUDO, R. The future of species under climate change: Resilience or decline? **Science**, v. 341, n. 6145, p. 504-508, 2013.

MORO, R. S.; SCHMITT, J.; DIEDRICHS, L. A. Estrutura de um fragmento da mata ciliar do rio Cará-Cará, Ponta Grossa, PR. **Publicatio UEPG**, v. 7, n. 1, p. 19-38, 2001.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NAIMI, B. et al. Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? **Ecography**, v. 37, n. 2, p. 191-203, 2014.

NOBRE, C. A.; SAMPAIO, G.; SALAZAR, S. Cenários de mudanças climáticas para a América do Sul para o final do século 21. **Parcerias Estratégicas**, n. 27, p. 19-41, 2008.

NOGUEIRA, M. K. F. S. et al. Caracterização fitossociológica e pedológica dos estratos arbóreo e arbustivo em uma planície aluvial no município de Jaguariaíva, Paraná. **Terr@ Plural**, v. 4, n. 2, p. 179-192, 2010.

NUNES, M. H. et al. Dinâmica de populações de espécies arbóreas em fragmentos de floresta aluvial no Sul de Minas Gerais, Brasil. **Floresta**, v. 46, n. 1, p. 57-66, 2016.

OLIVEIRA, E. A. et al. Caracterização florística, fitossociológica e pedológica de um trecho de floresta ripária dos Campos Gerais do Paraná. **Cadernos da Biodiversidade**, v. 4, n. 1, p. 8-25, 2003.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Tree species distribution along soil catenas in a Riverside semideciduous forest in southeastern Brazil. **Flora**, v. 192, n. 1, p. 47-64, 1997.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 793-810, 2000.

OKSANEN, J. et al. **vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.4-3. 2017. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>. Acesso: 22 jan. 2018.

PARMESAN, C. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 37, p. 637-669, 2006.

PASDIORA, A. L. **Florística e fitossociologia de um trecho de floresta ripária em dois compartimentos ambientais do Rio Iguaçu, Paraná, Brasil**. 2003. 48 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.

PEARSON, R. G.; DAWSON, T. P. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? **Global Ecology e Biogeography**, v. 12, n. 5, p. 361-371, 2003.

PECL, G. T. et al. Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. **Science**, v. 355, n. 6332, p. 1-9, 2017.

PEREIRA, A. B. A vegetação como elemento do meio físico. **Revista Nucleus**, v. 3, n. 1, p. 107-127, 2004.

PEREIRA, I. M. et al. Composição florística do compartimento arbóreo de cinco remanescentes florestais do maciço do Itatiaia, Minas Gerais e Rio de Janeiro. **Rodriguésia**, v. 57, n. 1, p. 103-126, 2006.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, v. 190, p. 231-259, 2006.

PHILIPS, S. J. et al. Opening the black box: an open-source release of Maxent. **Ecography**, v. 40, n. 7, p. 887-893, 2017.

- PHILIPS, S. J.; DUDIK, M.; SCHAPIRE, R. E. **Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.1)**. 2018. Disponível em <http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent> Acesso: 15 set. 2019.
- PIMENTEL, C. **A relação da planta com a água**. Seropédica: Editora Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2004.
- POSSEBOM, G. et al. Forest inventory of a small hydroelectric plant in Pinhal Grande, Rio Grande do Sul. **Espacios**, v. 38, n. 32, p. 28-38, 2017.
- PRATA, E. M. B.; PINTO, S. A. F.; ASSIS, M. A. Fitossociologia e distribuição de espécies arbóreas em uma floresta ribeirinha secundária no Município de Rio Claro, SP, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 34, n. 2, p. 159-168, 2011.
- PRATA, E. M. B. et al. The role of climate on floristic composition in a latitudinal gradient in the Brazilian Atlantic Forest. **Plant Ecology and Evolution**, v. 151, n. 3, p. 303-313, 2018.
- QUINN, G. P.; KEOUGH, M. J. **Experimental design and data analysis for biologists**. Cambridge: Cambridge University Press, 2002.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Viena: R Foundation for Statistical Computing. 2017. Disponível em: <<http://www.r-project.org>>. Acesso: 10 out. 2017.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Viena: R Foundation for Statistical Computing. 2019. Disponível em: <<http://www.r-project.org>>. Acesso: 15 ago. 2019.
- RAMBO, B. A imigração da silva higrófila no Rio Grande do Sul. **Anais Botânicos do Herbário Barbosa Rodrigues**, v. 3, n. 3, p. 55-91, 1951.
- RAMBO, B. Migration routes of the South Brazilian rain forest. **Pesquisas, Botânica**, v. 12, p. 1-54, 1961.
- REIS, A. et al. Experiências silviculturais para o manejo sustentado dentro do domínio da Floresta Tropical Atlântica. In: Congresso Florestal Brasileiro, 7, 1993, Campos do Jordão. **Anais...** Campos do Jordão: SBS / SBEF, 1993. p. 197-201.
- ROBERTS, D. W. **labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology**. R package version 1.8-0. 2016. Disponível em: <<https://CRAN.Rproject.org/package=labdsv>> Acesso: 22 jan. 2018.
- RODERJAN, C. V. et al. As unidades fitogeográficas do estado do Paraná. **Ciência e Ambiente**, v. 13, n. 24, p. 75-92, 2002.
- RODRIGUES, A. L. et al. Atributos de um solo florestal em uma topossequência e relações com a comunidade arbórea. **Floresta**, v. 46, n. 2, p. 145-154, 2016.

RODRIGUES, R. R. Análise de um remanescente de vegetação natural às margens do Rio Passa Cinco, Ipeúna, SP. 1991. 325 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade de Campinas, Campinas, 1991.

RODRIGUES, R. R. Florestas Ciliares? Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP. 2009. p. 91-99.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, São Paulo, 2009. p. 235-247.

RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP. 2009. p. 45-71.

RODRIGUES, R. R.; SHEPHERD, G. J. Fatores condicionantes da vegetação ciliar. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, São Paulo, 2009. p. 101-107.

ROLDÃO, A. F.; SANTOS, J. G.; OLIVEIRA, L. A. Correlação entre as variáveis climáticas (altitude, temperatura e precipitação) na mesorregião Sul e Sudoeste de Minas Gerais - MG. **Revista Geonorte**, Edição Especial 2, v. 1, n. 5, p. 515-525, 2012.

ROMAGNOLO, M. B.; SOUZA, M. C. Análise florística e estrutural de florestas ripárias do Alto Rio Paraná, Taquaruçu, MS. **Acta Botanica Brasilica**, v. 14, n. 2, p. 163-174, 2000.

RONDININI, C. et al. Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. **Ecology Letters**, v. 9, n. 10, p. 1136-1145, 2006.

ROOT, T. L. et al. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. **Nature**, v. 421, n. 6918, p. 57-60, 2003.

ROOT, T. L. et al. Human-modified temperatures induce species changes: Joint attribution. **Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America**, v. 102, n. 21, p. 7465-7469, 2005.

SAITER, F. Z.; ROLIM, S. G.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. A Floresta de Linhares no Contexto Fitogeográfico do Leste do Brasil. In: ROLIM, S. G.; MENEZES, L. F. T.; SRBEK-ARAUJO, A. C. (Eds.). **Floresta Atlântica de Tabuleiro: Diversidade e Endemismos na Reserva Natural Vale**. Belo Horizonte: Editora Rupestre. 2016. p. 61-69.

SALAZAR, L. F.; NOBRE, C. A.; OYAMA, M. D. Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America. **Geophysical Research Letters**, v. 34, n. 9, p. 1-6, 2007.

SANTOS, F. S. A importância da biodiversidade. **Revista Científica de Educação a Distância**, Edição especial, p. 1-17, 2010.

SANTOS, S.; SILVA, L. G. Mapeamento por imagens de sensoriamento remoto evidencia o bioma Pampa brasileiro sob ameaça. **Boletim de Geografia**, v. 29, n. 2, p. 49-57, 2011.

SARAIVA, D. D. Composição e estrutura de uma floresta ribeirinha no sul do Brasil. **Biotemas**, v. 24, n. 4, p. 49-58, 2011.

SCHEER, M. B. et al. Patterns of litter production in a secondary alluvial Atlantic Rain Forest in southern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, n. 4, p. 805-817, 2009.

SCHWALM, C. R.; GLENDON, S.; DUFFY, P. B. RCP 8.5 tracks cumulative CO₂ emissions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 117, n. 33, p. 19656-19657, 2020.

SCIPIONI, M. C.; GALVÃO, F.; LONGHI, S. J. Composição florística e estratégias de dispersão e regeneração de grupos florísticos em florestas estacionais decíduais no Rio Grande do Sul. **Floresta**, v. 43, n. 2, p. 241-254, 2013.

SEGER, C. D. et al. Levantamento florístico e análise fitossociológica de um remanescente de floresta ombrófila mista localizado no município de Pinhais, Paraná-Brasil. **Floresta**, v. 35, n. 2, p. 291-302, 2005.

SGROTT, E. Fitossociologia da zona ripária no estado de Santa Catarina. In: Seminário de Hidrologia Florestal: Zonas Ripárias, 1., 2003, Alfredo Wagner. **Anais... Alfredo Wagner: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental**, 2003. p. 14-39.

SILVA, A. C. et al. Comparação florística de florestas inundáveis das regiões Sudeste e Sul do Brasil. **Revista brasileira de Botânica**, v. 30, n. 2, p. 257-269, 2007.

SILVA, A. C. et al. Florística e estrutura da comunidade arbórea em fragmentos de floresta aluvial em São Sebastião da Bela Vista, Minas Gerais, Brasil. **Revista brasileira de Botânica**, v. 32, n.2, p. 283-297, 2009.

SILVA, A. C et al. **Florestas inundáveis: Ecologia, Florística e Adaptação das espécies**. Lavras: Ed. UFLA, 2012.

SILVA, J. O. et al. Heterogeneidade ambiental e regeneração natural em uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial. **Scientia Forestalis**, v. 44, n. 112, p. 787-797, 2016.

SILVA, J. O. et al. Floristic composition and phytogeography contextualization of the natural regeneration of an alluvial forest located in the "Planalto Sul Catarinense" region, SC, Brazil. **Revista Árvore**, v. 41, n. 2, p. 1-9, 2017.

SILVA, M. A. F.; HIGUCHI, P.; SILVA, A. C. Impacto de mudanças climáticas sobre a distribuição geográfica potencial de *Ilex paraguariensis*. **Rodriguésia**, v. 69, n. 4, p. 2069-2079, 2018.

SILVA, S. M. As formações vegetais da planície litorânea da Ilha do Mel, Paraná, Brasil: composição florística e principais características estruturais. 1998. 262 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1998.

SILVA, S. M. et al. Composição florística e fitossociológica do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do rio Tibagi, Paraná: 2. Várzea do rio Bitumirim, município de Ipiranga, PR. **Revista do Instituto Florestal**, v. 4, n. 1, p. 192-198, 1992.

SILVA-WEBER, A. J. C. et al. Composição florística e distribuição sazonal do banco de sementes em Floresta Ombrófila Mista Aluvial, Araucária, PR. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 32, n. 70, p. 193-207, 2012.

SIMON, L. M. et al. Effects of global climate changes on geographical distribution patterns of economically important plant species in Cerrado. **Revista Árvore**, v. 37, n. 2, p. 267-274, 2013.

SIQUEIRA, M. F.; PETERSON, A. T. Consequences of global climate change for geographic distributions of cerrado tree species. **Biota Neotropica**, v. 3, n. 2, p. 1-14, 2003.

SOBERON, J.; PETERSON, A. T. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. **Biodiversity Informatics**, v. 2, p. 1-10, 2005.

SOBRAL-SOUZA, T.; LIMA-RIBEIRO, M. S. De volta ao passado: revisitando a história biogeográfica das florestas neotropicais úmidas. **Oecologia Australis**, v. 21, n. 2, p. 93-107, 2017.

SOBRINHO, F. A. P. et al. Composição florística e estrutura de um fragmento de floresta estacional semidecidual aluvial em Viçosa (MG). **Floresta**, v. 39, n. 4, p. 793-805, 2009.

SOBRINHO, M. S. et al. Modelagem da distribuição potencial de *Mangifera indica* L. sob cenários climáticos futuros no Bioma Caatinga. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 34, n. 3, p. 351-358, 2019.

SOCHER, L. G.; RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F. Biomassa aérea de uma floresta ombrófila mista aluvial no município de Araucária (PR). **Floresta**, v. 38, n. 2, p. 245-252, 2008.

SOUZA, J. R. et al. A importância da qualidade da água e os seus múltiplos usos: Caso Rio Almada, Sul da Bahia, Brasil. **Revista Eletrônica do Prodepa**, v. 8, n. 1, p. 26-45, 2014.

SOUZA, A. P. S.; et al. Visitantes florais de palmeiras em Floresta Ombrófila Densa Aluvial na Amazônia Oriental. **Biota Amazônica**, v. 8, n. 3, p. 1-4, 2018.

SpeciesLink. **Sistema de informação distribuído para coleções biológicas**. 2012. Disponível em <<http://www.splink.org.br>> Acesso: 15 ago. 2019.

STEFFEN, W.; CRUTZEN, P. J.; MCNEILL, J. R. The Anthropocene: Are Humans Now Overwhelming the Great Forces of Nature. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 36, n. 8, p. 614-621, 2007.

SUGDEN, A. et al. Forest health in a changing world. **Science**, v. 349, n. 6250, p. 800-801, 2015.

TABARELLI, M. et al. Endangered Species and Conservation Planning. In: GALINDO-LEAL, C.; CAMARA, I. G. (Eds.). **State of the Hotspots: The Atlantic Forest of South America**. Washington: Island Press. 2003. p. 86-94.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. Porto Alegre: Artmed, 2009.

THOMAS, C. D. et al. Extinction risk from climate change. **Nature**, v. 427, n. 6970, p. 145-148, 2004.

THUILLER, W. BIOMOD - optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. **Global Change Biology**, v. 9, n. 10, p. 1353-1362, 2003.

THUILLER, W. Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. **Global Change Biology**, v. 10, n. 12, p. 2020-2027, 2004.

THUILLER, W. Climate change and the ecologist. **Nature**, v. 448, p. 550-552, 2007.

THUILLER, W.; GEORGES, D.; ENGLER, R. **Biomod2: ensemble platform for species distribution modeling**. 2016. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/biomod2/>> Acesso: 15 set. 2019.

TORRES, N. M.; VERCILLO, U. E. Como ferramentas de modelagem de distribuição de espécies podem subsidiar ações do governo? **Natureza & Conservação**, n. 10, v. 2, p. 228-230, 2012.

TUCCI, C. E. M. Visão dos recursos hídricos na bacia do Prata. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 3, n. 2, p. 43-63, 2006.

VALENTE, A. S. M. et al. Composição, estrutura e similaridade florística da Floresta Atlântica, na Serra Negra, Rio Preto – MG. **Rodriguésia**, v. 62, n. 2, p. 321-340, 2011.

VALLI, M. Análise de Cluster. **Augusto Guzzo Revista Acadêmica**, n. 4, p. 77-87, 2002.

VAN DEN BERG, E.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. **Revista brasileira de Botânica**, v. 23, n. 3, p. 231-253, 2000.

VAN DEN BERG, E. et al. Estrutura do Componente Arbóreo de uma Floresta de Galeria Aluvial em Poços de Caldas, MG. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. S1, p. 150-152, 2007.

VANDERWAL, J. et al. Selecting pseudo-absence data for presence-only distribution modeling: How far should you stray from what you know? **Ecological Modelling**, v. 220, n. 4, p. 589-594, 2009.

VARELA, S. et al. Environmental filters reduce the effects of sampling bias and improve predictions of ecological niche models. **Ecography**, v. 37, n. 11, p. 1084-1091, 2014.

VARJABEDIAN, R. Lei da Mata Atlântica: retrocesso ambiental. **Estudos Avançados**, v. 24, n. 68, p. 147-160, 2010.

VELAZCO, S. J. E. et al. A dark scenario for Cerrado plant species: Effects of future climate, land use and protected areas ineffectiveness. **Diversity and Distributions**, v. 25, n. 4, p. 1-14, 2019.

VIADANA, A. G.; CAVALCANTI, A. P. B. A teoria dos refúgios florestais aplicado ao estado de São Paulo. **Revista da Casa da Geografia de Sobral**, v. 8, n. 1, p. 61-80, 2006.

VILELA, E. A. et al. Caracterização estrutural de floresta ripária do Alto Rio Grande, em Madre de Deus de Minas, MG. **Cerne**, v. 6, n. 2, p. 41-54, 2000.

WALTHER, G. R. et al. Ecological responses to recent climate change. **Nature**, v. 416, p. 389-395, 2002.

WALTER, H. Vegetação e Zonas Climáticas. São Paulo: E.P.U. Ltda., 1986.

WARREN, R. et al. Quantifying the benefit of early climate change mitigation in avoiding biodiversity loss. **Nature Climate Change**, v. 3, n. 7, p. 678-682, 2013.

WHEELER, T. et al. Temperature variability and the yield of annual crops. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 82, p. 159-167, 2000.

WHEELER, T.; REYNOLDS, C. Predicting the risks from climate change to forage and crop production for animal feed. **Animal Frontiers**, v. 3, n. 1, p. 36-41, 2013.

WITTMANN, F. et al. The Brazilian freshwater wetlandscape: Changes in tree community diversity and composition on climatic and geographic gradients. **PLoS ONE**, v. 12, n. 4, p. 1-18, 2017.

WREGE, M. C. et al. El cambio climático y la conservación de *Araucaria angustifolia* en Brasil. **Unasylva**, v. 60, p. 30-33, 2009.

WREGE, M. S. et al. Principais fitofisionomias existentes do estado do Paraná e os novos cenários definidos pelas mudanças climáticas globais. **Ambiência**, v. 13, n. 3, p. 600-615, 2017.

ZACARIAS, R. R. et al. Fitossociologia de dois trechos de floresta ombrófila densa aluvial em solos hidromórficos, Paraná, Brasil. **Floresta**, v. 42, n. 4, p. 769-782, 2012.

APÊNDICE 1 - ÁREAS DE ESTUDO

Autores	Sigla	Localização	Domínio fitogeográfico	Método amostragem	Nível de inclusão	Área amostral (ha)	Nº de espécies
Loebens et al. (2018)	Rodi	Lages, SC	FOM	Parcelas	CAP≥15,7 cm	0,96	66
Iurk et al. (2009)	Mari	Palmeira, PR	FOM	Parcelas	Fanerógamos férteis	2,5	39
Barddal et al. (2003)	Muri	Araucária, PR	FOM	Parcelas	PAP≥15 cm	0,2	29
Lima et al. (2012)	Thai	Guarapuava, PR	FOM	Parcelas	PAP≥15 cm	0,66	39
Bianchin; Belle (2013)	Jona	Santa Maria, RS	FED	Parcelas	CAP≥10 cm	0,74	32
Bertani et al. (2001)	Dani	Ipeúna, SP	FESD	Parcelas	DAP≥5 cm	0,785	105
Dias et al. (1998)	Dias	Tibagi, PR	FOM	Parcelas	DAP≥5 cm	1	127
Milanesi; Leite (2014)	Luca	Restinga Seca, RS	FED	Quadrantes	DAP≥5 cm	50 pontos	28
Nogueira et al. (2010)	Meli	Jaguariaíva, PR	FOM	Parcelas	PAP≥10 cm	0,14	46
Zacarias et al. (2012)	Rena	Guaraqueçaba, PR	FOD	Parcelas	PAP≥15 cm	0,32	77
Pasdiora (2003)	Pasd	Araucária, PR	FOM	Parcelas	PAP≥10 cm	0,2	39
Budke et al. (2004)	Jean	Santa Maria, RS	FED	Parcelas	PAP≥15 cm	1	57
Giehl; Jarenkow (2008)	Gieh	Derrubadas, RS	FED	Parcelas	PAP≥15 cm	1	82
Marchi; Jarenkow (2008)	Tiag	Cristal, RS	FESD	Parcelas	DAP≥5 cm	1	29
Budke et al. (2008)	Budk	Cachoeira do Sul, RS	FED	Parcelas	PAP≥15 cm	1	48
Bianchini et al. (2003)	Bian	Londrina, PR	FESD	Parcelas	CAP≥15 cm	0,5	64

Campos; Souza (2002)	Camp	Porto Rico, PR	FESD	Parcelas	CAP≥15 cm	0,45	20
Meira-Neto et al. (1997)	Meir	Ponte Nova, MG	FESD	Quadrantes	DAP≥5 cm	100 pontos	58
Silva et al. (2009)	Caro	São Sebastião da Bela Vista, MG	FESD	Parcelas	DAP≥5 cm	1,08	51
Vilela et al. (2000)	Vile	Madre de Deus de Minas, MG	FESD	Parcelas	CAP≥15,7 cm	0,63	8
Guilhermeti (2015)	Paul	Guarapuava, PR	FOM	Parcelas	DAP≥5 cm	0,42	34
Araújo et al. (2004)	Arau	Cachoeira do Sul, RS	FED	Parcelas	CAP≥15 cm	0,7	49
Scipioni et al. (2013)	Scip	Pântano Grande/Rio Pardo, RS	FED	Parcelas	DAP≥5 cm	2	53
Saraiva (2011)	Sara	Candiota, RS	FED	Parcelas	DAP≥5 cm	0,25	27
Sobrinho et al. (2009)	Sobr	Viçosa, MG	FESD	Censo	DAP≥3 cm	0,5	58
Seger et al. (2005)	Cels	Pinhais, PR	FOM	Parcelas	PAP≥15 cm	0,15	22
Botrel et al. (2002)	RejaB	Ingaí, MG	FESD	Parcelas	CAP≥15,7 cm	1	80
Valente et al. (2011)	Arth	Rio Preto, MG	FOD	Parcelas	CAP≥10 cm	0,75	26
Oliveira et al. (2003)	Emer	Ponta Grossa, PR	FOM	Parcelas	PAP≥10 cm	0,28	14
Galvão et al. (1989)	Galv	Teixeira Soares, PR	FOM	Parcelas	CAP≥30 cm	1,8	22
Iurk et al. (dados não publicados)	Iurk	Balsa Nova, PR	FOM	Parcelas	PAP≥5 cm	0,1	26
Romagnolo ;Souza (2000)	Roma	Taquarussu, MS	FESD	Parcelas	PAP≥15 cm	0,945	58
Silva et al. (1992)	Silv	Ipiranga, PR	FOM	Parcelas	DAP≥5 cm	1	42
Daniel (1991)	Adri	Parobé, RS	FED	Quadrantes	3≤ DAP<10cm	30 pontos	34
Silva (1998)	Sand	Paranaguá, PR	FOD	Parcelas	PAP≥15 cm	0,3	54

Campos et al. (2000)	Bati	Taquarussu, MS	FESD	Parcelas	CAP \geq 15 cm	0,54	47
Budke et al. (2007)	Jcbu	Cachoeira do Sul, RS	FED	Parcelas	PAP \geq 15 cm	1	27
Kilca et al. (2012)	Kilc	Capão do Leão/Arroio Grande, RS	FED	Parcelas	DAP \geq 5 cm	1	40
Assis (1991)	Assi	Jateí, MS	FESD	Parcelas	DAP \geq 5 cm	1	67
Guedes-Bruni et al. (2006)	RejaG	Silva Jardim, RJ	FOD	Parcelas	DAP \geq 5 cm	1	97
Adenesky-Filho et al. (2017)	Aden	Telêmaco Borba, PR	FOM	Quadrantes	CAP \geq 15 cm	80 pontos	46
Balbueno; Oliveira (2000)	Bal1	Arroio dos Ratos, RS	FED	Parcelas	DAP \geq 10 cm	0,24	24
Balbueno; Oliveira (2000)	Bal2	Arroio dos Ratos, RS	FED	Parcelas	DAP \geq 10 cm	0,24	32
Almeida (2013)	Alme	Porto Rico, PR	FESD	Parcelas	PAP \geq 15 cm	1,62	61
Mencacci; Schlittler (1992)	Menc	Rio Claro, SP	FESD	Quadrantes	Indivíduo arbóreo	50 pontos	35
Gomes (2006)	Gome	Linhares, ES	FOD	Parcelas	DAP \geq 10 cm	1	157
Rodrigues (1991)	Rodr	Ipeúna, SP	FESD	Parcelas	DAP \geq 5 cm	0,785	108
Van den Berg et al. (2007)	Berg	Poços de Caldas, MG	FED	Parcelas	DAP \geq 5 cm	0,19	55
Prata et al. (2011)	Maga	Rio Claro, SP	FESD	Parcelas	DAP \geq 10 cm	0,44	22
Leão (2009)	Leao	Uruguaiana, RS	FED	Parcelas	PAP \geq 15 cm	0,45	39
Carvalho et al. (2014)	Joem	Curitiba, PR	FOM	Parcelas	PAP \geq 15 cm	0,075	34
Moro et al. (2001)	Moro	Ponta Grossa, PR	FOM	Quadrantes	Indivíduo lenhoso	16 pontos	28
Brackmann ;Freitas (2013)	Cati	Teutônia, RS	FED	Caminhamento	Esp. arbórea e arbustiva	3	50

Pereira et al. (2006)	Pere	Bocaina de Minas, MG	FOD	Parcelas	Indivíduo arbóreo	0,4	82
Carvalho et al. (2006)	Fabr	Campos dos Goytacazes, RJ	FOD	Quadrantes	CAP \geq 10 cm	84 pontos	105
Bertoni; Martins (1987)	Bert	Porto Ferreira, SP	FESD	Quadrantes	DAP \geq 10 cm	63 pontos	128

FOD: Floresta Ombrófila Densa; FOM: Floresta Ombrófila Mista; FED: Floresta Estacional Decidual;

FESD: Floresta Estacional Semidecidual.

APÊNDICE 2 - LISTA DE ESPÉCIES

Espécie	Família
<i>Abarema brachystachya</i> (DC.) Barneby & J.W.Grimes	Fabaceae
<i>Achatocarpus praecox</i> Griseb.	Achatocarpaceae
<i>Acosmium lentiscifolium</i> Schott	Fabaceae
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	Arecaceae
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Mull.Arg.	Euphorbiaceae
<i>Actinostemon klotzschii</i> (Didr.) Pax	Euphorbiaceae
<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzsch) Baill.	Euphorbiaceae
<i>Aegiphila brachiata</i> Vell.	Lamiaceae
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Lamiaceae
<i>Aegiphila mediterranea</i> Vell.	Lamiaceae
<i>Aegiphila obducta</i> Vell.	Lamiaceae
<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	Lamiaceae
<i>Aegiphila vitelliniflora</i> Walp.	Lamiaceae
<i>Agonandra excelsa</i> Griseb.	Opiliaceae
<i>Albizia edwallii</i> (Hoehne) Barneby & J.W.Grimes	Fabaceae
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	Fabaceae
<i>Albizia pedicellaris</i> (DC.) L.Rico	Fabaceae
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	Fabaceae
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp & Endl.	Euphorbiaceae
<i>Alchornea sidifolia</i> Mull.Arg.	Euphorbiaceae
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Mull.Arg.	Euphorbiaceae
<i>Algernonia riedelii</i> (Müll.Arg.) G.L.Webster	Euphorbiaceae
<i>Allagoptera caudescens</i> (Mart.) Kuntze	Arecaceae
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess & A. Juss.) Radlk.	Sapindaceae
<i>Allophylus guaraniticus</i> (A. St.-Hil.) Radlk.	Sapindaceae
<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	Sapindaceae
<i>Allophylus racemosus</i> Sw.	Sapindaceae
<i>Allophylus semidentatus</i> (Miq.) Radlk.	Sapindaceae
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	Verbenaceae
<i>Alseis floribunda</i> Schott	Rubiaceae
<i>Alseis pickelii</i> Pilg. & Schmale	Rubiaceae
<i>Alsophila setosa</i> Kaulf.	Cyatheaceae
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	Rubiaceae
<i>Ampelocera glabra</i> Kuhlman	Ulmaceae
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Fabaceae
<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.	Fabaceae
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Fabaceae
<i>Andira inermis</i> (W.Wright) DC.	Fabaceae
<i>Andira ormosioides</i> Benth.	Fabaceae
<i>Andira vermifuga</i> (Mart.) Benth.	Fabaceae
<i>Andradea floribunda</i> Allemão	Nyctaginaceae
<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez	Lauraceae

<i>Annona cacans</i> Warm.	Annonaceae
<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	Annonaceae
<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	Annonaceae
<i>Annona neosalicifolia</i> H.Rainer	Annonaceae
<i>Annona neosericea</i> H.Rainer	Annonaceae
<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer	Annonaceae
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	Annonaceae
<i>Aparisthmium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.	Euphorbiaceae
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	Fabaceae
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Araucariaceae
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Mull.Arg.	Apocynaceae
<i>Aspidosperma illustre</i> (Vell.) Kuhlman. & Pirajá	Apocynaceae
<i>Aspidosperma multiflorum</i> A.DC.	Apocynaceae
<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.	Apocynaceae
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Mull.Arg.	Apocynaceae
<i>Aspidosperma pyricollum</i> Müll.Arg.	Apocynaceae
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	Arecaceae
<i>Ateleia glaziveana</i> Baill.	Fabaceae
<i>Astronium concinnum</i> Schott	Anacardiaceae
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Anacardiaceae
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Anacardiaceae
<i>Austrocritonia velutina</i> (Gardner) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae
<i>Baccharis oblongifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	Asteraceae
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl	Rutaceae
<i>Banara parviflora</i> (A.Gray) Benth.	Salicaceae
<i>Banara tomentosa</i> (A. Gray) Benth.	Salicaceae
<i>Basiloxylon brasiliensis</i> (All.) K.Schum.	Malvaceae
<i>Bathysa mendoncae</i> K.Schum.	Rubiaceae
<i>Bathysa nicholsonii</i> K.Schum.	Rubiaceae
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Fabaceae
<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	Fabaceae
<i>Beilschmiedia linharensis</i> Sa. Nishida & van der Werff	Lauraceae
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	Myrtaceae
<i>Boehmeria caudata</i> Sw.	Urticaceae
<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	Nyctaginaceae
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Fabaceae
<i>Brasiliopuntia brasiliensis</i> (Willd.) A.Berger	Cactaceae
<i>Brosimum glaucum</i> Taub.	Moraceae
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	Moraceae
<i>Brosimum lactescens</i> (S.Moore) C.C.Berg	Moraceae
<i>Byrsonima ligustrifolia</i> A.Juss.	Malpighiaceae
<i>Byrsonima stipulacea</i> A.Juss.	Malpighiaceae
<i>Byrsonima variabilis</i> A.Juss.	Malpighiaceae
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Meliaceae
<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.	Fabaceae
<i>Calliandra tweedii</i> Benth.	Fabaceae

<i>Callisthene hassleri</i> Briq.	Vochysaceae
<i>Callisthene minor</i> Mart.	Vochysaceae
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Calophyllaceae
<i>Calyptranthes concinna</i> DC.	Myrtaceae
<i>Calyptranthes grandifolia</i> O.Berg	Myrtaceae
<i>Calyptranthes lucida</i> Mart. ex DC.	Myrtaceae
<i>Calyptranthes pulchella</i> DC.	Myrtaceae
<i>Calyptranthes rubella</i> (O.Berg) D.Legrand	Myrtaceae
<i>Calyptranthes tricona</i> D.Legrand	Myrtaceae
<i>Calyptranthes widgreniana</i> O.Berg	Myrtaceae
<i>Campomanesia espirosantensis</i> Landrum	Myrtaceae
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	Myrtaceae
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess) O. Berg	Myrtaceae
<i>Campomanesia laurifolia</i> Gardner	Myrtaceae
<i>Campomanesia neriiflora</i> (O.Berg) Nied.	Myrtaceae
<i>Campomanesia simulans</i> M.L.Kawas.	Myrtaceae
<i>Campomanesia velutina</i> (Cambess.) O.Berg	Myrtaceae
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	Myrtaceae
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Lecythidaceae
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	Lecythidaceae
<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) A Gray	Achariaceae
<i>Casearia aculeata</i> Jacq.	Salicaceae
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	Salicaceae
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Salicaceae
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	Salicaceae
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	Salicaceae
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	Salicaceae
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Salicaceae
<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. Ex DC.	Fabaceae
<i>Cecropia glaziovii</i> Sneathl.	Urticaceae
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Urticaceae
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae
<i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K.Schum.	Malvaceae
<i>Celtis ehrenbergiana</i> (Klotzsch) Liebm.	Cannabaceae
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	Cannabaceae
<i>Centrolobium sclerophyllum</i> H.C.Lima	Fabaceae
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. Ex Benth.	Fabaceae
<i>Chamaecrista ensiformis</i> (Vell.) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae
<i>Chionanthus filiformis</i> (Vell.) P.S.Green	Oleaceae
<i>Chomelia brasiliiana</i> A.Rich.	Rubiaceae
<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schltdl.	Rubiaceae
<i>Chomelia sericea</i> Müll.Arg.	Rubiaceae
<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart.	Sapotaceae
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	Sapotaceae
<i>Chrysophyllum lucentifolium</i> Cronquist	Sapotaceae
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	Sapotaceae

<i>Chrysophyllum splendens</i> Spreng.	Sapotaceae
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke	Canellaceae
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Ness & Mart.) Kosterm.	Lauraceae
<i>Citharexylum montevidense</i> (Spreng.) Moldenke	Verbenaceae
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Verbenaceae
<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A.Howard	Cardiopteridaceae
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	Cardiopteridaceae
<i>Citrus aurantium</i> L.	Rutaceae
<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck	Rutaceae
<i>Citrus reticulata</i> Blanco	Rutaceae
<i>Clethra scabra</i> Pers.	Clethraceae
<i>Clusia criuva</i> Cambess.	Clusiaceae
<i>Coccoloba alnifolia</i> Casar.	Polygonaceae
<i>Coccoloba cordata</i> Cham.	Polygonaceae
<i>Colliguaja brasiliensis</i> Klotzsch ex Baill.	Euphorbiaceae
<i>Colubrina retusa</i> (Pittier) Cowan	Rhamnaceae
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Fabaceae
<i>Copaifera trapezifolia</i> Hayne	Fabaceae
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.	Boraginaceae
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Boraginaceae
<i>Cordia magnoliifolia</i> Cham.	Boraginaceae
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Boraginaceae
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	Boraginaceae
<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	Rubiaceae
<i>Cordia myrciifolia</i> (K.Schum.) C.H.Perss. & Delprete	Rubiaceae
<i>Cordyline spectabilis</i> Kunth & Bouché	Laxmanniaceae
<i>Coussapoa curranii</i> S.F.Blake	Urticaceae
<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	Urticaceae
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll.Arg.	Rubiaceae
<i>Coussarea platyphylla</i> Müll.Arg.	Rubiaceae
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum	Rubiaceae
<i>Crateva tapia</i> L.	Capparaceae
<i>Croton celtidifolius</i> Baill.	Euphorbiaceae
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Euphorbiaceae
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Euphorbiaceae
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	Lauraceae
<i>Cryptocarya moschata</i> Nees & Mart.	Lauraceae
<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	Lauraceae
<i>Cupania ludowigii</i> Somner & Ferrucci	Sapindaceae
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.	Sapindaceae
<i>Cupania scrobiculata</i> Rich.	Sapindaceae
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Sapindaceae
<i>Cupania zanthoxyloides</i> Radlk.	Sapindaceae
<i>Cydistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	Bignoniaceae
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	Capparaceae
<i>Dahlstedtia floribunda</i> (Vogel) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	Fabaceae

<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i> (Hassl.) M.J.Silva & A.M.G. Azevedo	Fabaceae
<i>Dahlstedtia pentaphylla</i> (Taub.) Burkart	Fabaceae
<i>Dahlstedtia pinnata</i> (Benth.) Malme	Fabaceae
<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	Fabaceae
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Fabaceae
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	Fabaceae
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	Fabaceae
<i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.	Fabaceae
<i>Daphnopsis brasiliensis</i> Mart.	Thymelaeaceae
<i>Daphnopsis coriacea</i> Taub.	Thymelaeaceae
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	Thymelaeaceae
<i>Daphnopsos martii</i> Meisn.	Thymelaeaceae
<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	Thymelaeaceae
<i>Daphnopsis sellowiana</i> Taub.	Thymelaeaceae
<i>Dasyphyllum brasiliense</i> (Spreng.) Cabrera	Asteraceae
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne & Planch.	Araliaceae
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	Fabaceae
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	Sapindaceae
<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	Dicksoniaceae
<i>Dictyoloma vandellianum</i> A.Juss.	Rutaceae
<i>Dimorphandra exaltata</i> Schott	Fabaceae
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	Ebenaceae
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	Sapindaceae
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	Winteraceae
<i>Duguetia flagellaris</i> Huber	Annonaceae
<i>Duguetia lanceolata</i> A.St.-Hil.	Annonaceae
<i>Duranta erecta</i> L.	Verbenaceae
<i>Duranta vestita</i> Cham.	Verbenaceae
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	Sapotaceae
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	Lauraceae
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Fabaceae
<i>Eriotheca candolleana</i> (K.Schum.) A.Robyns	Malvaceae
<i>Eriotheca macrophylla</i> (K.Schum.) A.Robyns	Malvaceae
<i>Eriotheca pentaphylla</i> (Vell. & K.Schum.) A.Robyns	Malvaceae
<i>Erythrina crista-galli</i> L.	Fabaceae
<i>Erythrina falcata</i> Benth.	Fabaceae
<i>Erythrina verna</i> Vell.	Fabaceae
<i>Erythroxylum anguifugum</i> Mart.	Erythroxylaceae
<i>Erythroxylum argentinum</i> O.E.Schulz	Fabaceae
<i>Erythroxylum buxus</i> Peyr.	Erythroxylaceae
<i>Erythroxylum citrifolium</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae
<i>Erythroxylum columbinum</i> Mart.	Erythroxylaceae
<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E.Schulz	Erythroxylaceae
<i>Erythroxylum cuspidifolium</i> Mart.	Erythroxylaceae
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae
<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae

<i>Erythroxylum plowmanii</i> Amaral	Erythroxylaceae
<i>Erythroxylum pulchrum</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae
<i>Escallonia bifida</i> Link & Otto	Escalloniaceae
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. Ex Miers	Lecythidaceae
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	Rutaceae
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	Rutaceae
<i>Eugenia astringens</i> Cambess.	Myrtaceae
<i>Eugenia aurata</i> O.Berg	Myrtaceae
<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	Myrtaceae
<i>Eugenia catharinensis</i> D.Legrand	Myrtaceae
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	Myrtaceae
<i>Eugenia dodonaeifolia</i> Cambess.	Myrtaceae
<i>Eugenia egensis</i> DC.	Myrtaceae
<i>Eugenia excelsa</i> O.Berg	Myrtaceae
<i>Eugenia expansa</i> Spring ex Mart.	Myrtaceae
<i>Eugenia florida</i> DC.	Myrtaceae
<i>Eugenia gracillima</i> Kiaersk.	Myrtaceae
<i>Eugenia handroana</i> D.Legrand	Myrtaceae
<i>Eugenia handroi</i> (Mattos) Mattos	Myrtaceae
<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	Myrtaceae
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Myrtaceae
<i>Eugenia itapemirimensis</i> Cambess.	Myrtaceae
<i>Eugenia longipedunculata</i> Nied.	Myrtaceae
<i>Eugenia macahensis</i> O.Berg	Myrtaceae
<i>Eugenia mansoi</i> O.Berg	Myrtaceae
<i>Eugenia melanogyna</i> (D.Legrand) Sobral	Myrtaceae
<i>Eugenia modesta</i> DC.	Myrtaceae
<i>Eugenia myrciariifolia</i> Soares-Silva & Sobral	Myrtaceae
<i>Eugenia neomyrtifolia</i> Sobral	Myrtaceae
<i>Eugenia neoverrucosa</i> Sobral	Myrtaceae
<i>Eugenia pisiformis</i> Cambess	Myrtaceae
<i>Eugenia pruniformis</i> Cambess.	Myrtaceae
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	Myrtaceae
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	Myrtaceae
<i>Eugenia ramboi</i> D.Legrand	Myrtaceae
<i>Eugenia repanda</i> O.Berg	Myrtaceae
<i>Eugenia rostrifolia</i> D.Legrand	Myrtaceae
<i>Eugenia speciosa</i> Cambess.	Myrtaceae
<i>Eugenia stigmatica</i> DC.	Myrtaceae
<i>Eugenia subterminalis</i> DC.	Myrtaceae
<i>Eugenia sulcata</i> Spring ex Mart.	Myrtaceae
<i>Eugenia supraaxilaris</i> Spring	Myrtaceae
<i>Eugenia verticillata</i> (Vell.) Angely	Myrtaceae
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Myrtaceae
<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	Myrtaceae
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Arecaceae

<i>Exostyles venusta</i> Schott	Fabaceae
<i>Faramea hyacinthina</i> Mart.	Rubiaceae
<i>Faramea martiana</i> Müll.Arg.	Rubiaceae
<i>Faramea montevidensis</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	Rubiaceae
<i>Faramea multiflora</i> A.Rich. ex DC.	Rubiaceae
<i>Faramea porophylla</i> (Vell.) Müll.Arg.	Rubiaceae
<i>Ficus cestrifolia</i> Schott ex Spreng.	Moraceae
<i>Ficus citrifolia</i> Mill.	Moraceae
<i>Ficus clusiifolia</i> Schott	Moraceae
<i>Ficus enormis</i> Mart. ex Miq.	Moraceae
<i>Ficus gomelleira</i> Kunth	Moraceae
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	Moraceae
<i>Ficus insipida</i> Willd.	Moraceae
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	Moraceae
<i>Ficus mariae</i> C.C.Berg, Emygdio & Carauta	Moraceae
<i>Ficus obtusiuscula</i> (Miq.) Miq.	Moraceae
<i>Ficus organensis</i> (Miq.) Miq.	Moraceae
<i>Ficus pulchella</i> Schott	Moraceae
<i>Ficus tomentella</i> (Miq.) Miq.	Moraceae
<i>Ficus trigona</i> L.f.	Moraceae
<i>Galipea jasminiflora</i> (A.St.-Hil.) Engl.	Rutaceae
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Phytolaccaceae
<i>Garcinia brasiliensis</i> Mart.	Clusiaceae
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	Clusiaceae
<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	Arecaceae
<i>Genipa americana</i> L.	Rubiaceae
<i>Gleissanthus ambiguus</i> (Mart.) G.Agostini	Primulaceae
<i>Glycydendron amazonicum</i> Ducke	Euphorbiaceae
<i>Guadua trinii</i> (Nees) Nees ex Rupr.	Poaceae
<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. Ex Schmidt) Lundell	Nyctaginaceae
<i>Guapira nitida</i> (Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell	Nyctaginaceae
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Nyctaginaceae
<i>Guapira tomentosa</i> (Casar.) Lundell	Nyctaginaceae
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Meliaceae
<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	Meliaceae
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	Rubiaceae
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	Annonaceae
<i>Guatteria ferruginea</i> A.St.-Hil.	Annonaceae
<i>Guatteria macropus</i> Mart.	Annonaceae
<i>Guazuma crinita</i> Mart.	Malvaceae
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Malvaceae
<i>Guettarda uruguensis</i> Cham. & Schltdl.	Rubiaceae
<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltdl.	Rubiaceae
<i>Gymnanthes edwalliana</i> (Pax & K.Hoffm.) Esser & L.S.Oliveira	Euphorbiaceae
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	Euphorbiaceae
<i>Gymnanthes schottiana</i> Müll.Arg.	Euphorbiaceae

<i>Gymnanthes serrata</i> Baill. ex Müll.Arg.	Euphorbiaceae
<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos	Bignoniaceae
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. Ex DC.) Mattos	Bignoniaceae
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Bignoniaceae
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose	Bignoniaceae
<i>Handroanthus umbellatus</i> (Sond.) Mattos	Bignoniaceae
<i>Handroanthus vellosi</i> (Toledo) Mattos	Bignoniaceae
<i>Hedyosmum brasiliense</i> Mart. ex Miq.	Chloranthaceae
<i>Heisteria perianthomega</i> (Vell.) Sleumer	Olacaceae
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	Olacaceae
<i>Helietta apiculata</i> Benth.	Rutaceae
<i>Henriettea succosa</i> (Aubl.) DC.	Melastomataceae
<i>Hirtella burchellii</i> Britton	Chrysobalanaceae
<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	Chrysobalanaceae
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	Fabaceae
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	Rhamnaceae
<i>Hydrogaster trinervis</i> Kuhlmann	Malvaceae
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	Phyllanthaceae
<i>Hyeronima oblonga</i> (Tul.) Müll.Arg.	Phyllanthaceae
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Fabaceae
<i>Hymenaea rubriflora</i> Ducke	Fabaceae
<i>Ilex brasiliensis</i> (Spreng.) Loes.	Aquifoliaceae
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	Aquifoliaceae
<i>Ilex dumosa</i> Reissek	Aquifoliaceae
<i>Ilex integerrima</i> (Vell.) Reissek	Aquifoliaceae
<i>Ilex microdonta</i> Reissek	Aquifoliaceae
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	Aquifoliaceae
<i>Ilex pseudobuxus</i> Reissek	Aquifoliaceae
<i>Ilex taubertiana</i> Loes.	Aquifoliaceae
<i>Ilex theezans</i> Mart. Ex Reissek	Aquifoliaceae
<i>Inga capitata</i> Desv.	Fabaceae
<i>Inga edulis</i> Mart.	Fabaceae
<i>Inga flagelliformis</i> (Vell.) Mart.	Fabaceae
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Fabaceae
<i>Inga marginata</i> Willd.	Fabaceae
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	Fabaceae
<i>Inga striata</i> Benth.	Fabaceae
<i>Inga subnuda</i> Salzm. ex Benth.	Fabaceae
<i>Inga thibaudiana</i> DC.	Fabaceae
<i>Inga vera</i> Willd.	Fabaceae
<i>Inga virescens</i> Benth.	Fabaceae
<i>Inga vulpina</i> Mart. ex Benth.	Fabaceae
<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	Rubiaceae
<i>Ixora venulosa</i> Benth.	Rubiaceae
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	Bignoniaceae
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Bignoniaceae

<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	Bignoniaceae
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	Caricaceae
<i>Joannesia princeps</i> Vell.	Euphorbiaceae
<i>Justicia brasiliiana</i> Roth	Acanthaceae
<i>Lacistema aggregatum</i> (P.J.Bergius) Rusby	Lacistemataceae
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	Lacistemataceae
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	Lacistemataceae
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	Lythraceae
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Cunoniaceae
<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski	Theaceae
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	Lecythidaceae
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	Fabaceae
<i>Licania apetala</i> (E.Mey.) Fritsch	Chrysobalanaceae
<i>Licaria bahiana</i> Kurz	Lauraceae
<i>Licania octandra</i> (Hoffmanns. ex Roem. & Schult.) Kuntze	Chrysobalanaceae
<i>Licania salzmännii</i>	Chrysobalanaceae
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton	Oleaceae
<i>Ligustrum sinense</i> Lour.	Oleaceae
<i>Ligustrum vulgare</i> L.	Oleaceae
<i>Lithrea brasiliensis</i> Marchand	Anacardiaceae
<i>Lithrea molleoides</i> (Vell.) Engl.	Anacardiaceae
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	Fabaceae
<i>Lonchocarpus nitidus</i> (Vogel) Benth.	Fabaceae
<i>Luehea candicans</i> Mart. & Zucc.	Malvaceae
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	Malvaceae
<i>Luehea speciosa</i> Willd.	Malvaceae
<i>Mabea piriri</i> Aubl.	Euphorbiaceae
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	Fabaceae
<i>Machaerium condensatum</i> Kuhl. & Hoehne	Fabaceae
<i>Machaerium hatschbachii</i> Rudd	Fabaceae
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	Fabaceae
<i>Machaerium incorruptibile</i> (Vell.) Benth.	Fabaceae
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Fabaceae
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	Fabaceae
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	Fabaceae
<i>Machaerium uncinatum</i> (Vell.) Benth.	Fabaceae
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	Fabaceae
<i>Machaonia acuminata</i> Bonpl.	Rubiaceae
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	Moraceae
<i>Magnolia ovata</i> (S.St.-Hil.) Spreng.	Magnoliaceae
<i>Mangifera indica</i> L.	Anacardiaceae
<i>Manilkara subsericea</i> (Mart.) Dubard	Sapotaceae
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	Phyllanthaceae
<i>Marlierea excohiata</i> Mart.	Myrtaceae
<i>Marlierea obscura</i> O.Berg	Myrtaceae
<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	Myrtaceae

<i>Marlierea regeliana</i> O.Berg	Myrtaceae
<i>Marlierea reitzii</i> D.Legrand	Myrtaceae
<i>Marlierea silvatica</i> (O.Berg) Kiaersk.	Myrtaceae
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Sapindaceae
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	Sapindaceae
<i>Matayba juglandifolia</i> (Cambess.) Radlk.	Sapindaceae
<i>Maytenus aquifolia</i> Mart.	Celastraceae
<i>Maytenus boaria</i> Molina	Celastraceae
<i>Maytenus brasiliensis</i> Mart.	Celastraceae
<i>Maytenus cassineformis</i> Reissek	Celastraceae
<i>Maytenus communis</i> Reissek	Celastraceae
<i>Maytenus dasyclada</i> Mart.	Celastraceae
<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	Celastraceae
<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	Celastraceae
<i>Maytenus ilicifolia</i> Mart. ex Reissek	Celastraceae
<i>Melicoccus oliviformis</i> subsp. Intermedius (Radlk.) Acev.-Rodr.	Sapindaceae
<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	Rutaceae
<i>Metrodorea stipularis</i> Mart.	Rutaceae
<i>Metternichia princeps</i> J.C.Mikan	Solanaceae
<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	Melastomataceae
<i>Miconia calvescens</i> DC.	Melastomataceae
<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	Melastomataceae
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	Melastomataceae
<i>Miconia cubatanensis</i> Hoehne	Melastomataceae
<i>Miconia eugenioides</i> Triana	Melastomataceae
<i>Miconia hyemalis</i> A.St.-Hil. & Naudin	Melastomataceae
<i>Miconia hypoleuca</i> (Benth.) Triana	Melastomataceae
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	Melastomataceae
<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	Melastomataceae
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	Melastomataceae
<i>Miconia stenostachya</i> DC.	Melastomataceae
<i>Miconia tristis</i> Spring	Melastomataceae
<i>Micropholis crassipedicellata</i> (Mart. & Eichler) Pierre	Sapotaceae
<i>Mimosa artemisiana</i> Heringer & Paula	Fabaceae
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	Fabaceae
<i>Mimosa pilulifera</i> Benth.	Fabaceae
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	Fabaceae
<i>Moldenhawera papillanthera</i> L.P.Queiroz et al.	Fabaceae
<i>Mollinedia clavigera</i> Tul.	Monimiaceae
<i>Mollinedia marqueteana</i> Peixoto	Monimiaceae
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	Monimiaceae
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	Monimiaceae
<i>Moquiniastrium polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	Asteraceae
<i>Moquiniastrium sordidum</i> (Less.) G. Sancho	Asteraceae
<i>Morus alba</i> L.	Moraceae
<i>Morus nigra</i> L.	Moraceae

<i>Muelleria campestris</i> (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	Fabaceae
<i>Myrceugenia acutiflora</i> (Kiaersk.) D.Legrand & Kausel	Myrtaceae
<i>Myrceugenia bracteosa</i> (DC.) D.Legrand & Kausel	Myrtaceae
<i>Myrceugenia campestris</i> (DC.) D.Legrand & Kausel	Myrtaceae
<i>Myrceugenia euosma</i> (O.Berg) D.Legrand	Myrtaceae
<i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D.Legrand & Kausel	Myrtaceae
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	Myrtaceae
<i>Myrceugenia ovata</i> (Hook. & Arn.) O.Berg	Myrtaceae
<i>Myrceugenia regnelliana</i> (O.Berg) D.Legrand & Kausel	Myrtaceae
<i>Myrcia aethusa</i> (O.Berg) N.Silveira	Myrtaceae
<i>Myrcia anceps</i> (Spreng.) O.Berg	Myrtaceae
<i>Myrcia brasiliensis</i> Kiaersk.	Myrtaceae
<i>Myrcia diaphana</i> (O.Berg) N.Silveira	Myrtaceae
<i>Myrcia dichrophylla</i> D.Legrand	Myrtaceae
<i>Myrcia eriocalyx</i> DC.	Myrtaceae
<i>Myrcia follii</i> G.M.Barroso & Peixoto	Myrtaceae
<i>Myrcia glabra</i> (O. Berg) D.Legrand	Myrtaceae
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Myrtaceae
<i>Myrcia hartwegiana</i> (O.Berg) Kiaersk.	Myrtaceae
<i>Myrcia hatschbachii</i> D.Legrand	Myrtaceae
<i>Myrcia hebepetala</i> DC.	Myrtaceae
<i>Myrcia hexasticha</i> Kiaersk.	Myrtaceae
<i>Myrcia insularis</i> Gardner	Myrtaceae
<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	Myrtaceae
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	Myrtaceae
<i>Myrcia neoglabra</i> E. Lucas & C. E. Wilson	Myrtaceae
<i>Myrcia oblongata</i> DC.	Myrtaceae
<i>Myrcia obversa</i> (D. Legrand) E. Lucas & C. E. Wilson	Myrtaceae
<i>Myrcia ovata</i> Cambess.	Myrtaceae
<i>Myrcia palustris</i> DC.	Myrtaceae
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	Myrtaceae
<i>Myrcia pulchra</i> (O.Berg) Kiaersk.	Myrtaceae
<i>Myrcia racemosa</i> (O.Berg) Kiaersk.	Myrtaceae
<i>Myrcia retorta</i> Cambess.	Myrtaceae
<i>Myrcia selloi</i> (Spreng.) N.Silveira	Myrtaceae
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Myrtaceae
<i>Myrcia strigipes</i> Mart.	Myrtaceae
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	Myrtaceae
<i>Myrcia undulata</i> O.Berg	Myrtaceae
<i>Myrcia venulosa</i> DC.	Myrtaceae
<i>Myrcianthes cisplatensis</i> (Cambess.) O.Berg	Myrtaceae
<i>Myrcianthes gigantea</i> (D.Legrand) D.Legrand	Myrtaceae
<i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg) D.Legrand	Myrtaceae
<i>Myrciaria cuspidata</i> O.Berg	Myrtaceae
<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O.Berg	Myrtaceae

<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	Myrtaceae
<i>Myrciaria plinioides</i> D.Legrand	Myrtaceae
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg	Myrtaceae
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	Fabaceae
<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott	Myrtaceae
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. Ex Roem. & Schult.	Primulaceae
<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	Primulaceae
<i>Myrsine laetevirens</i> (Mez) Arechav.	Primulaceae
<i>Myrsine lancifolia</i> Mart.	Primulaceae
<i>Myrsine loefgrenii</i> (Mez) Imkhan.	Primulaceae
<i>Myrsine parvula</i> (Mez) Otegui	Primulaceae
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Primulaceae
<i>Myrsine venosa</i> A.DC.	Primulaceae
<i>Naucleopsis oblongifolia</i> (Kuhl.) Carauta	Moraceae
<i>Nectandra angustifolia</i> (Schrad.) Nees	Lauraceae
<i>Nectandra cissiflora</i> Nees	Lauraceae
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	Lauraceae
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	Lauraceae
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	Lauraceae
<i>Nectandra leucantha</i> Nees	Lauraceae
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Lauraceae
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	Lauraceae
<i>Nectandra nitidula</i> Nees	Lauraceae
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	Lauraceae
<i>Nectandra reticulata</i> (Ruiz & Pav.) Mez	Lauraceae
<i>Nectandra rigida</i> (Kunth) Nees	Lauraceae
<i>Neomitranthes glomerata</i> (D.Legrand) D.Legrand	Myrtaceae
<i>Neomitranthes obscura</i> (DC.) N.Silveira	Myrtaceae
<i>Neoraputia alba</i> (Nees & Mart.) Emmerich ex Kallunki	Rutaceae
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	Lauraceae
<i>Ocotea acutifolia</i> (Nees) Mez	Lauraceae
<i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez	Lauraceae
<i>Ocotea confertiflora</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae
<i>Ocotea divaricata</i> (Nees) Mez	Lauraceae
<i>Ocotea elegans</i> Mez	Lauraceae
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	Lauraceae
<i>Ocotea lanata</i> (Nees & Mart.) Mez	Lauraceae
<i>Ocotea lancifolia</i> (Schott) Mez	Lauraceae
<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	Lauraceae
<i>Ocotea mosenii</i> Mez	Lauraceae
<i>Ocotea nutans</i> (Nees) Mez	Lauraceae
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	Lauraceae
<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	Lauraceae
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Lauraceae

<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	Lauraceae
<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	Lauraceae
<i>Ocotea spectabilis</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae
<i>Ocotea teleiandra</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae
<i>Ocotea villosa</i> Kosterm.	Lauraceae
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	Fabaceae
<i>Ormosia fastigiata</i> Tul.	Fabaceae
<i>Ouratea parviflora</i> (A.DC.) Baill.	Ochnaceae
<i>Oxandra nitida</i> R.E.Fr.	Annonaceae
<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M.Johnst.	Euphorbiaceae
<i>Paradrypetes ilicifolia</i> Kuhlmann	Rhizophoraceae
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Fabaceae
<i>Parinari excelsa</i> Sabine	Chrysobalanaceae
<i>Pausandra morisiana</i> (Casar.) Radlk.	Euphorbiaceae
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Fabaceae
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Peraceae
<i>Pera heteranthera</i> (Schrank) I.M.Johnst.	Peraceae
<i>Pereskia grandifolia</i> Haw.	Cactaceae
<i>Peritassa flaviflora</i> A.C.Sm.	Celastraceae
<i>Persea americana</i> Mill.	Lauraceae
<i>Persea pyrifolia</i> Nees & Mart.	Lauraceae
<i>Phytolacca dioica</i> L.	Phytolaccaceae
<i>Picramnia parvifolia</i> Engl.	Picramniaceae
<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.	Picramniaceae
<i>Picramnia sellowii</i> Planch.	Picramniaceae
<i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Engl.	Simaroubaceae
<i>Pilocarpus pauciflorus</i> A.St.-Hil.	Rutaceae
<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	Rutaceae
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	Myrtaceae
<i>Piper aduncum</i> L.	Piperaceae
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	Piperaceae
<i>Piper tuberculatum</i> Jacq.	Piperaceae
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Fabaceae
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	Asteraceae
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	Asteraceae
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	Asteraceae
<i>Piptocarpha sellowii</i> (Sch.Bip.) Baker	Asteraceae
<i>Pisonia aculeata</i> L.	Nyctaginaceae
<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl	Nyctaginaceae
<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel	Fabaceae
<i>Platymiscium pubescens</i> Micheli	Fabaceae
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	Fabaceae
<i>Pleroma granulosa</i> (Desr.) D.Don	Melastomataceae
<i>Pleroma trichopoda</i> DC.	Melastomataceae
<i>Plinia cauliflora</i> (Mart.) Kausel	Myrtaceae
<i>Plinia grandifolia</i> (Mattos) Sobral	Myrtaceae

<i>Plinia involucrata</i> (O.Berg) McVaugh	Myrtaceae
<i>Plinia peruviana</i> (Poir.) Govaerts	Myrtaceae
<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman	Myrtaceae
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	Podocarpaceae
<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	Fabaceae
<i>Pombalia atropurpurea</i> (A.St.-Hil.) Paula-Souza	Violaceae
<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.	Rubiaceae
<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	Urticaceae
<i>Pourouma velutina</i> Mart. ex Miq.	Urticaceae
<i>Pouteria bangii</i> (Rusby) T.D.Penn.	Sapotaceae
<i>Pouteria beaurepairei</i> (Glaz. & Raunk.) Baehni	Sapotaceae
<i>Pouteria bullata</i> (S.Moore) Baehni	Sapotaceae
<i>Pouteria coelomatica</i> Rizzini	Sapotaceae
<i>Pouteria gardneriana</i> (A.DC.) Radlk.	Sapotaceae
<i>Pouteria glomerata</i> (Miq.) Radlk.	Sapotaceae
<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma	Sapotaceae
<i>Pouteria salicifolia</i> (Spreng.) Radlk.	Sapotaceae
<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	Sapotaceae
<i>Pouteria venosa</i> (Mart.) Baehni	Sapotaceae
<i>Prockia crucis</i> P.Browne ex L.	Salicaceae
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Burseraceae
<i>Protium widgrenii</i> Engl.	Burseraceae
<i>Prunus brasiliensis</i> (Cham. & Schltdl.) D.Dietr.	Rosaceae
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Rosaceae
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	Malvaceae
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	Fabaceae
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	Myrtaceae
<i>Psidium guajava</i> L.	Myrtaceae
<i>Psidium guineense</i> Sw.	Myrtaceae
<i>Psidium ovale</i> (Spreng.) Burret	Myrtaceae
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Rubiaceae
<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltdl.) Wawra	Rubiaceae
<i>Psychotria pubigera</i> Schltdl.	Rubiaceae
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	Rubiaceae
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	Fabaceae
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Fabaceae
<i>Quararibea penduliflora</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.	Malvaceae
<i>Quillaja brasiliensis</i> (A.St.-Hil. & Tul.) Mart	Quillajaceae
<i>Ramisia brasiliensis</i> Oliv.	Nyctaginaceae
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	Rubiaceae
<i>Randia ferox</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	Rubiaceae
<i>Randia hebecarpa</i> Benth.	Rubiaceae
<i>Rauvolfia grandiflora</i> Mart. ex A.DC.	Apocynaceae
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	Rhamnaceae
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Proteaceae
<i>Rudgea coriacea</i> (Spreng.) K.Schum.	Rubiaceae

<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Mull.Arg.	Rubiaceae
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	Polygonaceae
<i>Salacia grandiflora</i> (Benth.) Peyr.	Celastraceae
<i>Salix humboldtiana</i> Willd.	Salicaceae
<i>Sapindus saponaria</i> L.	Sapindaceae
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Euphorbiaceae
<i>Sapium haematospermum</i> Müll.Arg.	Euphorbiaceae
<i>Savia dictyocarpa</i> Müll.Arg.	Phyllanthaceae
<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	Araliaceae
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	Araliaceae
<i>Schinus polygamus</i> (Cav.) Cabrera	Anacardiaceae
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Anacardiaceae
<i>Schoepfia brasiliensis</i> A.DC.	Schoepfiaceae
<i>Scutia buxifolia</i> Reissek	Rhamnaceae
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	Euphorbiaceae
<i>Seguiera aculeata</i> Jacq.	Phytolaccaceae
<i>Seguiera langsdorffii</i> Moq.	Phytolaccaceae
<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat	Euphorbiaceae
<i>Senegalia bonariensis</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Seigler & Ebinger	Fabaceae
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Fabaceae
<i>Senegalia recurva</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	Fabaceae
<i>Senna septemtrionalis</i> (Viv.) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae
<i>Senna silvestris</i> (Vell.) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae
<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. & Schult.) T.D.Penn.	Sapotaceae
<i>Simaba subcymosa</i> A.St.-Hil. & Tul.	Simaroubaceae
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Simaroubaceae
<i>Simira corumbensis</i> (Standl.) Steyerf.	Rubiaceae
<i>Simira glaziovii</i> (K.Schum.) Steyerf.	Rubiaceae
<i>Simira sampaioana</i> (Standl.) Steyerf.	Rubiaceae
<i>Siparuna bifida</i> (Poepp. & Endl.) A.DC.	Siparunaceae
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Siparunaceae
<i>Siphoneugena crassifolia</i> (DC.) Proença & Sobral	Myrtaceae
<i>Sloanea garckeana</i> K.Schum.	Elaeocarpaceae
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	Elaeocarpaceae
<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	Elaeocarpaceae
<i>Sloanea sinemariensis</i> Aubl.	Elaeocarpaceae
<i>Solanum cernuum</i> Vell.	Solanaceae
<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	Solanaceae
<i>Solanum lepidotum</i> Dunal	Solanaceae
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Solanaceae
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	Solanaceae
<i>Solanum reitzii</i> L.B.Sm. & Downs	Solanaceae
<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	Solanaceae
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	Solanaceae
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	Moraceae

<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	Moraceae
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	Bignoniaceae
<i>Spondias monbin</i> L.	Anacardiaceae
<i>Spondias venulosa</i> (Engl.) Engl.	Anacardiaceae
<i>Stephanopodium blanchetianum</i> Baill.	Dichapetalaceae
<i>Sterculia apetala</i> (Jacq.) H.Karst.	Malvaceae
<i>Strychnos brasiliensis</i> Mart.	Loganiaceae
<i>Styrax glabratus</i> Schott	Styracaceae
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	Styracaceae
<i>Swartzia apetala</i> Raddi	Fabaceae
<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	Fabaceae
<i>Syagrus oleracea</i> (Mart.) Becc.	Arecaceae
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Arecaceae
<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	Clusiaceae
<i>Symplocos celastrinea</i> Mart.	Symplocaceae
<i>Symplocos laxiflora</i> Benth.	Symplocaceae
<i>Symplocos pubescens</i> Klotzsch ex Benth.	Symplocaceae
<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.	Symplocaceae
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	Symplocaceae
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	Myrtaceae
<i>Tabebuia cassinoides</i> (Lam.) DC.	Bignoniaceae
<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	Bignoniaceae
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	Apocynaceae
<i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.	Apocynaceae
<i>Tachigali paratyensis</i> (Vell.) H.C.Lima	Fabaceae
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	Anacardiaceae
<i>Terminalia australis</i> Cambess.	Combretaceae
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	Combretaceae
<i>Terminalia mameluco</i> Pickel	Combretaceae
<i>Terminalia triflora</i> (Griseb.) Lillo	Combretaceae
<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	Pentaphylacaceae
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	Euphorbiaceae
<i>Tibouchina estrellensis</i> (Raddi) Cogn.	Melastomataceae
<i>Tibouchina moricandiana</i> (DC.) Bail.	Melastomataceae
<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.	Melastomataceae
<i>Tibouchina sellowiana</i> Cogn.	Melastomataceae
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Cannabaceae
<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.	Meliaceae
<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	Meliaceae
<i>Trichilia clauseni</i> C.DC.	Meliaceae
<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	Meliaceae
<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C.DC.	Meliaceae
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	Meliaceae
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Meliaceae
<i>Trichilia pseudosttipularis</i> (A.Juss.) C.DC.	Meliaceae

<i>Trichilia quadrijuga</i> Kunth	Meliaceae
<i>Trichilia silvatica</i> C.DC.	Meliaceae
<i>Trichilia surumuensis</i> C.DC.	Meliaceae
<i>Trigoniodendron spiritusantense</i> E.F.Guim. & Miguel	Trigoniaceae
<i>Triplaris americana</i> L.	Polygonaceae
<i>Unonopsis guatterioides</i> (A.DC.) R.E.Fr.	Annonaceae
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	Urticaceae
<i>Vachellia caven</i> (Molina) Seigler & Ebinger	Fabaceae
<i>Vassobia breviflora</i> (Sendtn.) Hunz.	Solanaceae
<i>Vatairea heteroptera</i> (Allemão) Ducke	Fabaceae
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	Asteraceae
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	Asteraceae
<i>Vernonanthura puberula</i> (Less.) H.Rob.	Asteraceae
<i>Viola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.	Myristicaceae
<i>Viola gardneri</i> (A.DC.) Warb.	Myristicaceae
<i>Vismia brasiliensis</i> Choisy	Hypericaceae
<i>Vitex cymosa</i> Bertero ex Spreng.	Lamiaceae
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	Lamiaceae
<i>Vitex polygama</i> Cham.	Lamiaceae
<i>Vochysia bifalcata</i> Warm.	Vochysaceae
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	Vochysaceae
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	Annonaceae
<i>Xylopia laevigata</i> (Mart.) R.E.Fr.	Annonaceae
<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.	Annonaceae
<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	Salicaceae
<i>Xylosma glaberrima</i> Sleumer	Salicaceae
<i>Xylosma prockia</i> (Turcz.) Turcz.	Salicaceae
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer	Salicaceae
<i>Xylosma tweediana</i> (Clos) Eichler	Salicaceae
<i>Xylosma venosa</i> N.E.Br.	Salicaceae
<i>Zanthoxylum acuminatum</i> (Sw.) Sw.	Rutaceae
<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	Rutaceae
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	Rutaceae
<i>Zanthoxylum monogynum</i> A.St.-Hil.	Rutaceae
<i>Zanthoxylum petiolare</i> A.St.-Hil & Tul.	Rutaceae
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Rutaceae
<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	Rutaceae
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	Bignoniaceae
<i>Ziziphus glaziovii</i> Warm.	Rhamnaceae
<i>Ziziphus platyphylla</i> Reissek	Rhamnaceae
<i>Zollernia glabra</i> (Spreng.) Yakovlev	Fabaceae
<i>Zollernia ilicifolia</i> (Brongn.) Vogel	Fabaceae
<i>Zygia cataractae</i> (Kunth) L.Rico	Fabaceae
<i>Zygia cauliflora</i> (Willd.) Killip	Fabaceae
<i>Zygia latifolia</i> (L.) Fawc. & Rendle	Fabaceae
